



Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung – Diskussion der Ergebnisse des Spitzentechnologieclusters eniPROD

Energy-related Technologic and Economic Balancing and Evaluation – Results from the Cluster of Excellence eniPROD

3. Methodenband der Querschnittsarbeitsgruppe „Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung“ des Spitzentechnologieclusters eniPROD

3rd workbook of the cross-sectional group ‘Energy-related technologic and economic evaluation’ of the Cluster of Excellence eniPROD

Technische Universität Chemnitz
Fraunhofer IWU

Herausgeber/Editors:

Prof. Dr.-Ing. habil. Prof. E. h. Dr.-Ing. E. h. mult. Dr. h. c. Dr. h. c. Reimund Neugebauer

Prof. Dr. Uwe Götze

Prof. Dr.-Ing. Welf-Guntram Drossel

**Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung –
Diskussion der Ergebnisse des Spitzentechnologieclusters eniPROD**

3. Methodenband der Querschnittsarbeitsgruppe
„Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung“ des Spitzentechnologieclusters eniPROD

***Energy-related Technologic and Economic Balancing and Evaluation –
Results from the Cluster of Excellence eniPROD***

*3rd workbook of the cross-sectional group ‘Energy-related technologic and economic evaluation’ of
the Cluster of Excellence eniPROD*

Herausgeber/Editors:

Prof. Dr.-Ing. habil. Prof. E. h. Dr.-Ing. E. h. mult. Dr. h. c. Dr. h. c. Reimund Neugebauer
Prof. Dr. Uwe Götze
Prof. Dr.-Ing. Welf-Guntram Drossel

Wichtiger Hinweis:

Das Werk, einschließlich aller seiner Teile, ist urheberrechtlich geschützt.
Jede Verwendung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes
ist ohne Zustimmung des Verlages unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere
für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung
und Verarbeitung in elektronischen Systemen.

© 2014

Technische Universität Chemnitz
Fraunhofer-Institut für Werkzeugmaschinen und Umformtechnik IWU
www.eniprod.eu

Verlag Wissenschaftliche Scripten
www.verlag-wiss-scripten.de

ISBN: 978-3-95735-003-9

URN: [urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-134581](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-134581)

Inhalt/Table of contents

| | |
|--|----|
| Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung und Bewertung – Herausforderungen und Erkenntnisse <i>(Energy-related Technologic and Economic Evaluation – Challenges and Insights)</i> | 1 |
| Neugebauer, R.; Götze, U. | |
| Eco-efficiency Framework as a Decision Support Tool to Enhance Economic and Environmental Performance of Production Systems | 11 |
| Baptista, A.J.; Lourenço, E.J.; Pereira, J.P.; Cunha, F.; Marques, B.; Silva, E.J.; Peças, P. | |
| Zur Analyse und Bewertung von Produkt-Prozessketten-Kombinationen der hybriden Produktion <i>(Analysis and Evaluation of Product Process Chain Combinations of Hybrid Production)</i> | 21 |
| Götze, U.; Schmidt, A.; Symmank, C.; Kräusel, V.; Rautenstrauch, A. | |
| Modellierung und Verifikation von Prozessketten <i>(Modeling and Verification of Process Chains)</i> | 33 |
| Dümmler, J.; Gehre, S.; Rüniger, G. | |
| Ressourceneffizienz in der Reduktionswirtschaft – Erweiterung betrieblicher Ressourceneffizienz-Indikatoren um kreislaufwirtschaftliche Aspekte <i>(Resource Efficiency in the Waste Industry – Enhancing Operational Resource Efficiency Indicators by Including Aspects of the Circular Economy)</i> | 43 |
| Schrack, D.; Prammer, H.K. | |
| Injection Moulding Process Indicators to Foster a More Sustainable Production of Plastic Parts | 55 |
| Esteves, S.; Lourenço, E.J.; Moita, N.; Peças, P., Ribeiro, I.; Henriques, E.; Pereira, J.P. | |
| Integrated Knowledge Models of Products, Processes and Resources with Key Indicators for Economic and Energy Performance | 67 |
| Wenzel, K.; Putz, M. | |
| Energy Flow Visualization Using Particle Systems | 73 |
| Wittstock, V.; Pürzel, F.; Schumann, M.; Dudarev, I. | |

| | |
|--|-----|
| Smartphone-App-System zur mobilen Visualisierung von Energiemessdaten <i>(Smartphone-App-System for Mobile Energy Data Visualization)</i> | 79 |
| Schubert, M.; Runger, G. | |
| Environment-oriented Multi-criteria Decision Support for the Assessment of Manufacturing Process Chains | 85 |
| Reichel, T.; Runger, G.; Meynerts, L.; Götze, U. | |
| Reifegradanalyse moderner Technologieoptionen für die ressourceneffiziente Produktion <i>(Maturity Analysis of Modern Technology Options for the Resource-efficient Production)</i> | 93 |
| Putz, M.; Schwerma, C.; Cherkaskyy, M. | |
| Anwendung von Umweltkennzeichnungen für eniPROD-Ergebnisse <i>(Environmental Labeling for Results of eniPROD)</i> | 101 |
| Nendel, K.; Drossel, W.-G.; Lüdemann, L.; Neumann, D.; Paetzold, J. | |

Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung und Bewertung – Herausforderungen und Erkenntnisse

(Energy-related Technologic and Economic Evaluation – Challenges and Insights)

Neugebauer, R.^{1,2}; Götze, U.^{3*}

¹ Fraunhofer Gesellschaft, Präsident

² Technische Universität Chemnitz, Professur für Werkzeugmaschinen und Umformtechnik

³ Technische Universität Chemnitz, Professur Unternehmensrechnung und Controlling

* corresponding author: u.goetze@wirtschaft.tu-chemnitz.de

Abstract

Im Zuge des Strebens nach Nachhaltigkeit kommt einer ressourcen- und damit auch energieeffizienten Produktion in Unternehmenspraxis und Wissenschaft hohe Bedeutung zu. Um eine solche gezielt mittels innovativer Produktionstechnologien erreichen zu können, sind diese Technologien hinsichtlich ihrer energetischen und ökologischen Vorteilhaftigkeit zu bewerten. Ein dafür geeignetes Instrumentarium zu entwickeln, ist Aufgabe der Querschnittsarbeitsgruppe (QAG) „Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung“ des Forschungsclusters eniPROD gewesen. Im vorliegenden Beitrag werden – nach einleitenden und grundlegenden Ausführungen – zum einen die Erkenntnisse vorgestellt, die im Rahmen dieser QAG zu gemeinsamen mentalen Modellen, integrierten Methoden und Modellen, der Abbildung komplexer Objektsysteme, der Bereitstellung einer geeigneten Datenbasis, der Bildung konsistenter Zielsysteme sowie weiteren personellen und institutionellen Voraussetzungen gewonnen worden sind. Zum anderen werden Herausforderungen benannt, die in diesen Feldern weiterhin bestehen.

The quest for sustainability implies a high relevance of a resource and especially energy efficient production for companies as well as science. In order to enable a well-directed realization of energy efficient production by using innovative production technologies, these technologies have to be evaluated concerning their economic and ecological consequences. Developing eligible instruments for such an evaluation has been the task of the cross-sectional group "Energy-related technologic and economic evaluation" of the Cluster of Excellence eniPROD. This paper presents the insights of the related work concerning shared mental models, integrated methods and models, the modeling of complex object systems, the building-up of an adequate data base, the generation of a consistent system of targets, and further personal and institutional requirements. Additionally, remaining challenges in these fields are specified.

Keywords:

Energieeffizienz, Energetisch-wirtschaftliche Bewertung, Nachhaltigkeit

Energy efficiency, energy-related technical and economic evaluation, sustainability

1 Nachhaltige Produktion als Herausforderung

Es ist weithin anerkannt, dass sich Unternehmen bei der Gestaltung ihrer Produktionssysteme zunehmend am Leitbild der Nachhaltigkeit mit seinen drei Dimensionen, der ökologischen, der ökonomischen und der sozialen, orientieren müssen. Entwicklungen wie die Verknappung natürlicher Ressourcen, die Umweltverschmutzung und der damit im Zusammenhang stehende Klimawandel, aber auch der zunehmende globale Wettbewerb und das abnehmende Arbeitskräfteangebot in Deutschland lassen dies unabdingbar erscheinen. Der Begriff der Nachhaltigkeit wurde bereits 1713 von Hans Carl von Carlowitz in einer Publikation verwendet ([1], S. 105 f.) bekannt geworden ist er vor allem durch den 1987 veröffentlichten Bericht der World Commission on Environment and Development, gemäß dem eine Entwicklung dann als nachhaltig gilt, wenn sie „die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können“ ([2], S. 46; siehe dazu auch [3], S. 43 und [4], S. 48). Häufig wird die Nachhaltigkeit gleichzeitig auf drei Dimensionen bezogen, die soziale, die ökologische und die ökonomische, so z. B., wenn gefordert wird, dass „eine Umwelt- und Sozialverträglichkeit bei wirtschaftlichem Erfolg realisierbar ist“ ([5], S. 1; siehe dazu auch [6]). Wird nun die Frage gestellt, wie eine nachhaltige Wirtschafts- und Lebensweise und speziell eine nachhaltige Produktion erreichbar sind, dann lautet eine Antwort, dass diese in hohem Maße technologischer Fortschritte bedürfen. Verbesserte Technologien stellen einen bedeutenden, wenn nicht gar „den“ Enabler der Nachhaltigkeit dar (siehe Abbildung 1). Das gilt auch für Produktionstechnologien, können sie doch erhebliche Beiträge zur Verbesserung der Ressourceneffizienz, zur Steigerung der Wirtschaftlichkeit, zur Vermeidung von Umweltverschmutzungen und zu einer Verbesserung von Arbeitsbedingungen leisten.

Die gezielte Entwicklung und Implementierung innovativer Produktionstechnologien erfordert immer auch eine – möglichst frühzeitige – Bewertung hinsichtlich ihres Beitrags zur Nachhaltigkeit bzw. zu den mit ihr korrespondierenden Zielen. Dies gilt sowohl mit Blick auf die Erreichung einzelner Ziele als auch hinsichtlich der Gesamtheit möglicherweise konfliktärer nachhaltigkeitsbezogener Ziele.

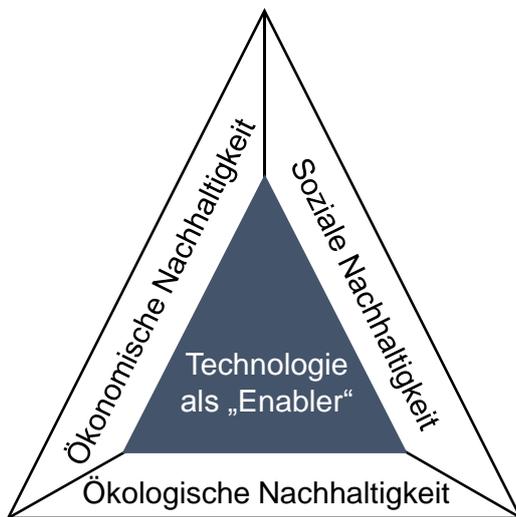


Abb. 1: Technologie als Enabler der Nachhaltigkeit

Eine wichtige Facette der Ressourceneffizienz, die Energieeffizienz, und die beiden von ihr maßgeblich beeinflussten Dimensionen der Nachhaltigkeit, die ökologische und die ökonomische (letztlich sind von einer erhöhten Energieeffizienz aber auch positive Effekte für die soziale Nachhaltigkeit zu erwarten), stehen im Vordergrund der Forschungs- und Entwicklungsarbeiten des Forschungsclusters eniPROD, der ausgeprägt interdisziplinäre Arbeit der QAG „Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung“, des daraus hervorgegangenen „Methodenbandes“ ([7]) und des vorliegenden Beitrags. In diesem sollen wesentliche Erkenntnisse zur Energetisch-wirtschaftlichen Bilanzierung und Bewertung vorgestellt und verbleibende Herausforderungen abgeleitet werden. Als Basis dafür werden nun die mit der energetisch-wirtschaftlichen Bilanzierung und Bewertung verbundenen Teilaufgaben skizziert.

2 Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung und Bewertung

Die Arbeiten des Forschungsclusters eniPROD richten sich auf die energieeffizienzbezogene Gestaltung von Produkten, Betriebsmitteln als spezifischen Produktionssystemen (insbesondere Werkzeugmaschinen), Fabrik- und Logistiksystemen, Prozessketten sowie Werkstoffen. Sie umfasst sowohl die Berücksichtigung der Energieeffizienz bei der Entwicklung neuer Produkte, Prozesse, technischer Systeme etc. als auch die Ableitung von Energieeffizienzmaßnahmen für bestehende Objekte.

Wie bereits angedeutet, erfordert eine gezielte Gestaltung die Bewertung der Objekte bzw. Maßnahmen hinsichtlich ihrer Energieeffizienz, wobei diese sich möglichst auf den gesamten Lebenszyklus beziehen sollte. Von einer gesteigerten Energieeffizienz sind im Regelfall positive ökologische Effekte und damit ein Beitrag zur ökologischen Nachhaltigkeit zu erwarten. Die Wirkungen auf die ökonomische Ziele von Unternehmen hingegen können sowohl positiv – so geht ein verringerter Energieverbrauch i. d. R. mit geringeren Energiekosten einher – als auch negativ – wenn beispielsweise eine Reduktion des Energieverbrauchs durch erhöhte Anschaffungskosten „erkauft“ wird – sein. Angesichts dieser

potentiellen Zielkonflikte und der Erkenntnis, dass energetisch induzierte Maßnahmen von Unternehmen zu meist nur dann umgesetzt werden, wenn auch deren ökonomische Vorteilhaftigkeit gegeben ist, wurde im Cluster eniPROD von Beginn an auf eine Verzahnung energiebezogener und wirtschaftlicher Analysen und Bewertungen im Rahmen eines insgesamt ausgeprägt interdisziplinären Forschungskonzeptes gesetzt. Dies äußerte sich in der Etablierung wirtschaftswissenschaftlicher Teilprojekte in nahezu allen Handlungsfeldern sowie der bereits angesprochenen QAG, die sich mit Fragen der energetisch-wirtschaftlichen Bilanzierung und Bewertung beschäftigt.

Die energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung und Bewertung umfasst bei einer weiten Begriffsinterpretation die Teilaufgaben,

- Energieverbräuche und die damit verbundene Energieeffizienz von (alternativen Gestaltungsformen von) Produkten, Betriebsmitteln, Fabrik- und Logistiksystemen, Prozessketten sowie Werkstoffen zu bilanzieren, d. h. zu messen, zu analysieren und zu prognostizieren, und zu bewerten,
- die bei den verschiedenen Gestaltungsvarianten und zugehörigen Maßnahmen auftretenden bzw. zu erwartenden Verbräuche anderer Produktionsfaktoren zu erfassen bzw. zu prognostizieren, daraus und aus den Energieverbräuchen (Veränderungen von) Kosten bzw. Auszahlungen abzuleiten und unter Einbeziehung möglicher weiterer Effekte (wie Erlösveränderungen) eine wirtschaftliche Bewertung vorzunehmen,
- unter Berücksichtigung der energetischen (sowie in Verbindung damit ggf. ökologischen) und der ökonomischen Bewertung eine Aussage zur Vorteilhaftigkeit abzuleiten,
- gezielt energieeffizienz- und kostenbezogene Gestaltungshinweise abzuleiten (z. B. im Rahmen eines Target Energy Management), Energieverbräuche und Kosten zu visualisieren sowie hierüber zu informieren.

Damit handelt es sich auch bei der energetisch-wirtschaftlichen Bilanzierung und Bewertung um eine schwierige und damit herausfordernde Aufgabe: Es sind komplexe Systeme zu untersuchen, dabei mehrere Ziele zu berücksichtigen, die Wirkungen von Handlungsoptionen ggf. über mehrere Lebenszyklusphasen und damit lange Zeiträume zu erfassen bzw. zu prognostizieren, Probleme fehlender oder unsicherer Daten gerade bei innovativen Lösungen zu überwinden sowie Experten aus verschiedenen Abteilungen zu beteiligen, die i. d. R. aus verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen stammen. Einige zur Bewältigung dieser Herausforderungen im Rahmen von eniPROD gewonnene Erkenntnisse werden nachfolgend vorgestellt.

3 Ausgewählte Erkenntnisse

Gemäß den in eniPROD gewonnenen Erkenntnissen erfordern eine aussagekräftige energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung und Bewertung – wie auch die darauf

basierende erfolgreiche Gestaltung und Implementierung von Handlungsoptionen – die Erfüllung spezifischer Voraussetzungen. Diese werden nachfolgend benannt, und es werden beispielhaft Ansätze zu ihrer Realisierung aufgezeigt.

(a) *Gemeinsame mentale Modelle*

Gerade angesichts der Notwendigkeit der Mitwirkung von Experten aus verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen ist es erforderlich, ein gemeinsames Basisverständnis der Bilanzierungs- und Bewertungsaufgabe, der bei dieser zu berücksichtigten Ziele, der grundlegenden Begriffe sowie der einsetzbaren Methoden zu schaffen. Dafür können neben Glossaren sowie präzisen Aufgaben- und Methodenbeschreibungen gerade bei komplexen Aufgabenstellungen wie den in eniPROD behandelten auch modellhafte Systemstrukturierungen hilfreich sein.

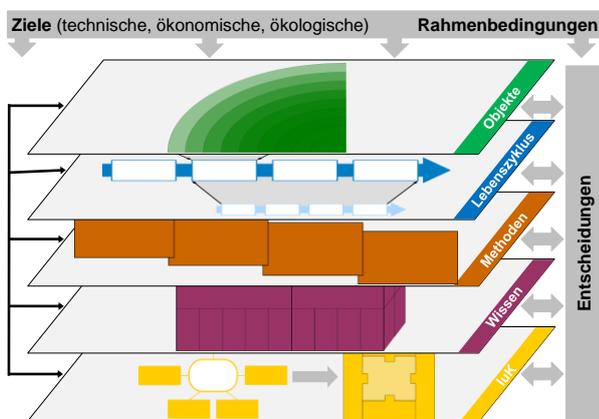


Abb. 2: Sichtenmodell (Quelle: [8], S. 67)

Ein Beispiel ist das in eniPROD entstandene Sichtenmodell (siehe Abbildung 2 und zu einer ausführlichen Darstellung auch der einzelnen Sichten [9]) das im Einzelnen dazu dient, die untersuchten Bereiche, die nutzbaren Methoden, das entstehende und benötigte Wissen etc. mehrdimensional zu strukturieren, um Gestaltungsfelder und die damit verbundenen Bilanzierungs- und Bewertungsaufgaben abgrenzen und die Schnittstellen zwischen ihnen definieren zu können, die Kommunikationsbasis zwischen den beteiligten Personen, Abteilungen und Disziplinen zu verbessern sowie ein fundiertes Wissensmanagement des benötigten und entstehenden Wissens zu ermöglichen.

(b) *Gemeinsame oder integrierte Methoden, Modelle und Datenbasis*

Um komplexe Produktionssysteme oder auch Teilbereiche von diesen bilanzieren und bewerten (sowie gestalten) und dabei energetische (und in Verbindung damit technische und ökologische) sowie wirtschaftliche Aspekte angemessen berücksichtigen zu können, ist ein umfassendes, die entsprechenden Bereiche wie Zielrichtungen abdeckendes Instrumentarium erforderlich. Angesichts der Komplexität

und der jeweiligen Spezifika dürfte dieses kaum aus einer einzigen Methode bestehen können. Vielmehr wird es sinnvoll sein,

- dann gemeinsame Methoden zu verwenden, wenn der Nutzen der Vereinheitlichung die Nachteile der mangelnden Spezifizierung übertrifft,
- beim Einsatz verschiedener Methoden die Schnittstellen zwischen diesen klar zu definieren und so auszugestalten, dass ein konsistentes und hoch aussagekräftiges Ergebnis erzielt wird.

Damit ist zugleich die Datenbasis angesprochen, an die ebenfalls die Anforderungen der Konsistenz und – unter Beachtung des Wirtschaftlichkeitsaspekts – zudem der Vollständigkeit sowie hohen Aussagekraft zu stellen sind.

Beispiele für einen integrierten Methodeneinsatz finden sich unter anderem im Bereich der Bilanzierung und Bewertung von Energieeffizienzmaßnahmen an Werkzeugmaschinen. So wurde eine integrierte Methodik konzipiert, die eine energetische Bewertung mittels Messung, Modellierung und Simulation sowie eine wirtschaftliche Bewertung mittels Kapitalwertrechnung umfasst (siehe Abbildung 3).

Im Rahmen dieser Methodik wird für die energetische und die wirtschaftliche Bewertung das selbe Vorgehensmodell verwendet, um die einzelnen Bewertungsschritte zu strukturieren und das ggf. komplexe Bewertungsproblem systematisch in Subprobleme zerlegen zu können (siehe Abbildung 4).

Mithilfe dieser Methodik konnten ausgewählte Energieeffizienzmaßnahmen bewertet werden. Jeweils ausgehend von bestimmten, möglichst realitätsnahen Annahmen zeigte sich, dass der Einsatz von Bremsenergiespeichern zwar energetisch vorteilhaft, aber derzeit ökonomisch unvorteilhaft ist. Als energetisch und wirtschaftlich erwiesen sich hingegen der Einsatz eines E/R-Moduls mit Blindleistungskompensation (zu beidem [10], S. 151 ff.) sowie die Drehzahlregelung von Antrieben bei Elektromotoren ([11], S. 343 ff.). Für sämtliche Maßnahmen wurden zusätzlich mittels Sensitivitätsanalysen Schwellenwerte für wichtige Einflussgrößen bestimmt, ab denen sich die wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit ändert.

Ein weiteres Beispiel für ein integriertes Instrumentarium entstammt dem Bereich der Bilanzierung und Bewertung von existierenden und technologisch verbesserten Prozessketten. Den Kern der Methodik bilden die

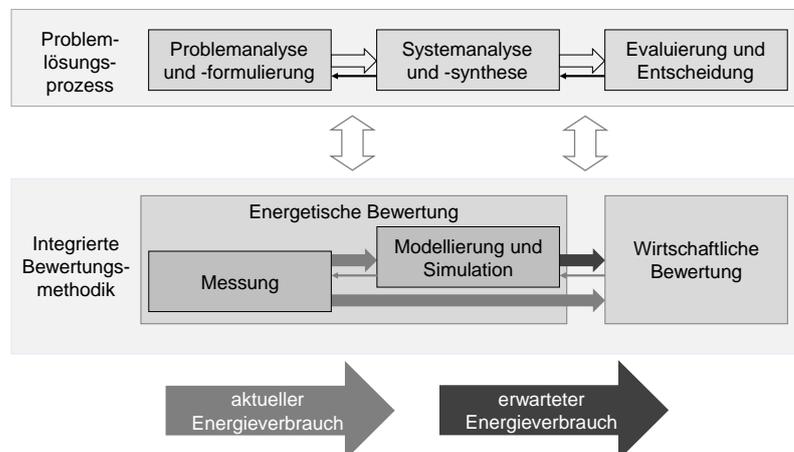


Abb. 3: Integrierte energetische und wirtschaftliche Bewertungsmethodik (Quelle: [11], S. 345, siehe dazu auch [10], S. 152)

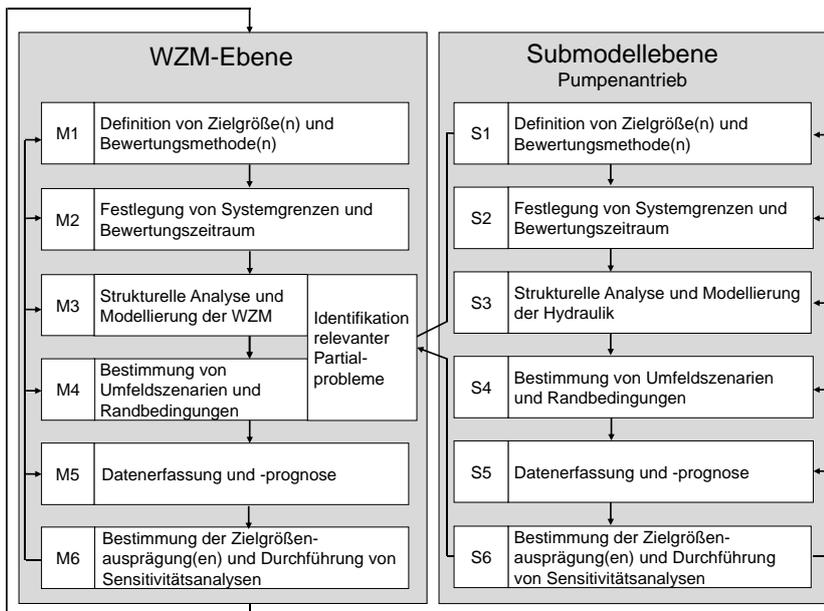


Abb. 4: Vorgehensmodell zur Bewertung von Energieeffizienzmaßnahmen bei WZM (Quelle: [11], S. 346, siehe dazu auch [10], S. 153)

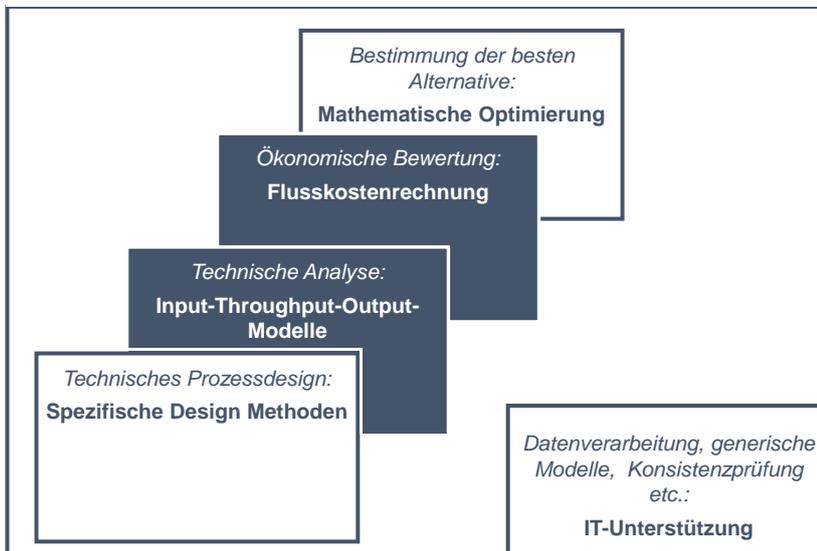


Abb. 5: Bausteine einer Methodik zur Prozesskettenbewertung und -verbesserung

technisch ausgerichtete Modellierung einzelner Prozesse mittels Input-Throughput-Output(ITO)-Modellen sowie die Flusskostenrechnung (siehe Abbildung 5).

Das Ergebnis der ITO-Modelle, die Charakterisierung des Inputs und des Outputs in Abhängigkeit von Prozessparametern, geht ein in die Flusskostenrechnung, mit der die Mengen und Kosten erwünschter (Halbfabrikate, Produkte) und unerwünschter (Abfälle, Emissionen) Outputs ermittelt werden. Damit ermöglicht die Methodik eine Bewertung verschiedener Prozess- und Prozesskettenalternativen und trägt speziell durch die Ermittlung der Kosten unerwünschter

Outputs auch zur Identifikation von Schwachstellen in der Prozesskette bei. Ergänzend sei erwähnt, dass die Methodik modular aufgebaut und daher an Stelle der Flusskostenrechnung auch Ansätze der traditionellen Kostenrechnung wie die Bezugsgrößenkalkulation genutzt werden können und in eniPROD zum Teil genutzt wurden [12] – mit dem Vorteil einer i. d. R. besseren Anbindung an existierende Kostenrechnungssysteme, aber geringeren Fokussierung auf Ineffizienzen des Energie- und Materialeinsatzes in Prozessketten.

Mittels der beiden Methodenbausteine ITO-Modelle und Flusskostenrechnung wurde unter anderem herausgearbeitet, dass für die Endbearbeitung vonagersitzen eine Prozesskette mit einem innovativen Hartdrehprozess im Vergleich zur konventionellen Prozesskette, bei der das hilfsstoffintensive Schleifen zum Einsatz kommt, ein deutliches Potenzial zur Verbesserung der Ressourceneffizienz und Kostensenkung ausweist (vgl. Abbildung 6). Darüber hinaus konnten bei der Analyse eines umfangreicheren Fallbeispiels (der Herstellung einer Zahnradwelle) Erkenntnisse bezüglich weiterer Fertigungsprozesse sowie insbesondere auch der Prozesskopplungen gewonnen werden ([13], S. 524 ff).

Nachdem der Kern der Methodik sowie ausgewählte Ergebnisse ihrer Anwendung dargestellt worden sind, sei erwähnt, dass in die Methodik auch die mathematische Modellierung und Optimierung sowie die informationstechnische Unterstützung integriert worden sind. Mittels der mathematischen Ansätze können – ebenfalls auf Grundlage technischer Untersuchungen – insbesondere Parametereinstellungen für

einzelne Prozesse analysiert und unter bestimmten Annahmen optimale Einstellungen identifiziert werden. Beispiele hierfür finden sich in ([15], [16]). Die informationstechnische Unterstützung dient der Abbildung von

| Konventionelle Prozesskette | | Innovative Prozesskette | |
|-----------------------------|----------------------------|-------------------------|----------------------------|
| | | | |
| Produkt | 414.818,88 [€/Jahr] | Produkt | 382.807,92 [€/Jahr] |
| Materialverluste | 106.053,45 [€/Jahr] | Materialverluste | 4.882,75 [€/Jahr] |
| Energieverluste | 3.963,05 [€/Jahr] | Energieverluste | 3.853,04 [€/Jahr] |
| Gesamt | 524.835,38 [€/Jahr] | Gesamt | 391.543,71 [€/Jahr] |

Abb. 6: Prozesskettenvergleich im Beispiel des Hartdrehens (Quelle: modifiziert übernommen aus [14], S. 123)

Prozessen und Prozessketten sowie den sie charakterisierenden Daten und damit dem Handling großer Datenmengen im Rahmen eines umfassenden Wissensmanagements (vgl. hierzu bspw. den Beitrag von WENZEL UND PUTZ in diesem Band).

(c) Abbildung komplexer Objektsysteme

Eng mit beiden zuvor genannten Punkten verbunden ist, dass häufig die Notwendigkeit besteht, komplexe Objektsysteme aussagekräftig abzubilden. Hohe Komplexität kann daraus resultieren, dass

- umfassende und aus vielen Elementen bestehende Objekte zu bilanzieren und zu bewerten sind (als ein extremes Beispiel mögen Fabrikssysteme dienen),
- Interdependenzen zwischen den zu untersuchenden und anderen Objekten bestehen,
- mehrere Zielgrößen zu berücksichtigen sind,
- die relevanten Wirkungen von Gestaltungsalternativen über verschiedene Lebenszyklusphasen und lange Zeiträume reichen.

Mit Blick auf den ersten Aspekt bestehen grundsätzlich die Möglichkeiten, das gesamte System und die diesbezüglichen Handlungsalternativen in einem „Totalmodell“ zu erfassen und in einem Schritt zu bilanzieren und zu bewerten (analog einer Simultanplanung) oder aber das System systematisch zu zerlegen, dann die Teilsysteme zu untersuchen und die entsprechenden Ergebnisse zu einer Gesamtbewertung und -bilanzierung zusammenzuführen (analog zu einer Sukzessivplanung). In eniPROD hat sich bei komplexen Aufgaben primär der zweite Weg als praktikabel erwiesen. Zur systematischen Zerlegung und Zusammenführung der Ergebnisse können unter anderem Vorgehensmodelle wie das in Abbildung 4 dargestellte genutzt werden. In deren Rahmen können überschlägige Bewertungen oder Sensitivitätsanalysen genutzt werden, um Systemelemente zu identifizieren, die intensiver untersucht werden sollten. Da die Bilanzierungs- und Bewertungsaufgaben regelmäßig bereichs- sowie disziplinenübergreifend sind, ist daneben die exakte Definition der Schnittstellen zu beachten. Im Rahmen der Arbeiten in eniPROD zeigte sich dies unter anderem bei der oben angesprochenen Bilanzierung und Bewertung der Prozesskette zur Herstellung einer Zahnradwelle unter Einbeziehung verschiedener, für einzelne Prozessschritte verantwortlicher Experten. Als empfehlenswert zum Austausch von Daten hat sich hier die Verwendung einheitlicher, transparenter und auf einem gemeinsamen Begriffsverständnis basierender Formate erwiesen.

Der zweite Aspekt erfordert eine bewusste Festlegung der Systemgrenzen, bei der zwischen den Alternativen der Einbeziehung der beeinflussenden und/oder beeinflussten Sachverhalte als Systembestandteil und der „pauschalen“ Einbeziehung (oder gar Vernachlässigung) ihrer Effekte als Systeminput oder -output abgewogen wird. Diese Entscheidung ist vom erwarteten Erkenntnisgewinn einer Einbeziehung als Systemelement und dem entstehenden Aufwand abhängig zu machen.

Aus dem dritten Aspekt resultiert die Notwendigkeit der Erfassung der jeweils zielrelevanten Wirkungen sowie der Verdichtung der Einzelbewertungen zu einem Gesamturteil. Auf das Letztgenannte wird nachfolgend gesondert eingegangen.

Mit dem vierten Aspekt ist angesprochen, dass Produkte wie Produktionssysteme häufig mehrere Lebenszyklusphasen durchlaufen und Gestaltungsalternativen bezogen auf diese Lebenszyklusphasen jeweils unterschiedlich auf die Energieeffizienz und die wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit in den einzelnen Phasen wirken können. Als Beispiel seien Maßnahmen zur Verbesserung von Antriebssystemen genannt, die die bei der Herstellung entstehenden Energieverbräuche und/oder Kosten erhöhen, bezogen auf die Nutzungsphase aber jeweils positive Wirkungen entfalten. Gerade mit Blick auf die eingangs angesprochene Nachhaltigkeit ist eine konsequente, lebenszyklusbezogene Abbildung der entsprechenden Effekte zu fordern. Diese bedarf aber zum einen der repräsentativen Erfassung oder Prognose von Daten über die verschiedenen Lebenszyklusphasen und damit beispielsweise für die Beurteilung von Energieeffizienzmaßnahmen bei Werkzeugmaschinen auch Annahmen zur zukünftigen Betriebsweise. Zum anderen sind speziell bei der wirtschaftlichen Bewertung auch adäquate, langfristig ausgerichtete Methoden wie die Zinseszinsmethode berücksichtigende Kapitalwertmethode einzusetzen. Eine weitere Problematik resultiert daraus, dass in den verschiedenen Lebenszyklusphasen verschiedene Akteure (z. B. Hersteller und Betreiber/Nutzer) die ökologischen Effekte „verursachen“ und von den wirtschaftlichen Auswirkungen positiv oder negativ berührt sind. Bewertungen können dann zwar grundsätzlich auch aus übergeordneter Sicht für die gesamte Wertschöpfungskette vorgenommen werden. Einzelne Akteure beziehen aber typischerweise zumindest im ökonomischen Kalkül lediglich „ihre eigenen Effekte“ ein. Hersteller beispielsweise sollten sich fragen, inwiefern sie Vorteile der Betreiber/Nutzer „internalisieren“, d. h. für eine Verkaufspreis- oder Absatzmengenerhöhung nutzen, können.

(d) Lösung der Datengewinnungsproblematik

Auch die Datengewinnungsproblematik ist mit den zuvor genannten Punkten verbunden, insbesondere im Hinblick auf die Einheitlichkeit der Datenbasis ist sie bereits angesprochen worden. Sie bezieht sich sowohl auf existierende als auch auf neu zu gestaltende Objekte.

Für existierende Objekte stellt sich insbesondere die Frage, wie intensiv (häufig, detailliert) und in welcher Weise Messungen der Energieeffizienz und darauf basierende Auswertungen vorgenommen werden. Entscheidungen hierüber sollten sich an dem erwarteten Nutzen der Ergebnisse für die Steigerung der Energieeffizienz und den entstehenden Kosten der Messungen orientieren, methodische Vorschläge und Anwendungsbeispiele hierfür finden sich speziell bezogen auf die Energieeffizienz in ([17], [18]).

Eine größere Problematik hinsichtlich der Datenlage besteht bei neu zu gestaltenden Objekten und einer Bilanzierung und Bewertung in den frühen Phasen des Lebenszyklus, in denen Messungen noch nicht (oder allenfalls bei Prototypen) möglich sind. Abhilfe kann hier – bezüglich sowohl der energiebezogenen als auch der

wirtschaftlichen Bewertung – in gewissem Maße durch Rückgriff auf Verfahren der entwicklungsbegleitenden Kalkulation geschaffen werden (siehe [19], [20]). Allerdings sind die entsprechenden Verfahren – wie Expertenschätzungen, Ähnlichkeitskalkulationen, die Nutzung statistisch oder analytisch hergeleiteter Kostenfunktionen oder detaillierte Kostenprognosen – auf den Anwendungskontext der energetisch-wirtschaftlichen Bewertung zu transferieren (zu Ansätzen hierfür siehe [21], [22]). Ihnen lässt sich auch die Simulation zurechnen, auf deren Nutzbarkeit bereits im Zusammenhang mit Abbildung 3 hingewiesen wurde. Eine den Einsatz von Verfahren der entwicklungsbegleitenden Prognose unterstützende Option zur Handhabung der Datengewinnungsproblematik bei innovativen Gestaltungslösungen besteht in der Etablierung eines (möglichst IT-gestützten) Wissensmanagements. Indem systematisch Energieverbrauchs- und wirtschaftliche Daten sowie deren Einflussgrößen erfasst und analysiert werden, entsteht eine Wissensbasis, die Rückschlüsse auf die Energieverbräuche und wirtschaftlichen Resultate neuer Objekte – in Abhängigkeit von den entsprechenden Einflussgrößen – zulässt.

(e) Bildung und Nutzung konsistenter Zielsysteme

Eine integrierte energetische und wirtschaftliche Bewertung kann sich entweder auf eine einzige, sämtliche energetischen, ökologischen und wirtschaftlichen Effekte erfassende Zielgröße oder auf ein System mehrerer Ziel beziehen. Falls auf nur eine Zielgröße Bezug genommen wird, könnte dies grundsätzlich eine wirtschaftliche Zielgröße sein, die sämtliche energetischen und ökologischen Effekte „internalisiert“ erfasst (siehe z. B. [23]). Das würde aber neben der Dominanz wirtschaftlicher

Motive auch die monetäre Erfassbarkeit der energetischen und ökologischen Effekte voraussetzen, die nicht immer gegeben sein dürfte. Daher wird es häufig eher praktikabel sein, ein aus mehreren Zielgrößen bestehendes Zielsystem zu bilden und der Bewertung zugrunde zu legen. Gerade angesichts der in Abschnitt 2 angesprochenen Möglichkeiten konfliktärer Beziehungen ist die Konsistenz dieses Zielsystems zu sichern und zudem eine Bewertung der Relevanz der unterschiedlichen Ziele vorzunehmen. Diese kann sich an der grundlegenden Einstellung zur Bedeutung ökologischer im Gesamtzielsystem, d. h. auch im Verhältnis zu ökonomischen Zielen im Unternehmen, orientieren (zum Spektrum der hierfür bestehenden Möglichkeiten siehe Abbildung 7).

Die Existenz verschiedener Ziele erfordert dann auch eine Methodik zur Durchführung der Gesamtbewertung sowie der letztlichen Entscheidungsfindung. Hierfür kann auf Mehrzielverfahren (siehe dazu den Beitrag von REICHEL ET AL. in diesem Band) sowie technisch orientierte Ansätze zur Analyse der Wirkungen verschiedener Alternativen auf mehrere Zielgrößen (siehe hierzu den Beitrag von BAPTISTA ET AL. in diesem Band) zurückgegriffen werden.

(f) Schaffung personeller und institutioneller Voraussetzungen

Es ist erwähnt worden, dass Experten aus verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen bzw. aus verschiedenen Abteilungen eines Unternehmens in die energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung und Bewertung einzu beziehen sind. Dies erfordert die Bereitschaft sowie die Fähigkeit der Beteiligten zur Kooperation und Kommunikation. Diese wiederum setzen voraus, dass die Perso-

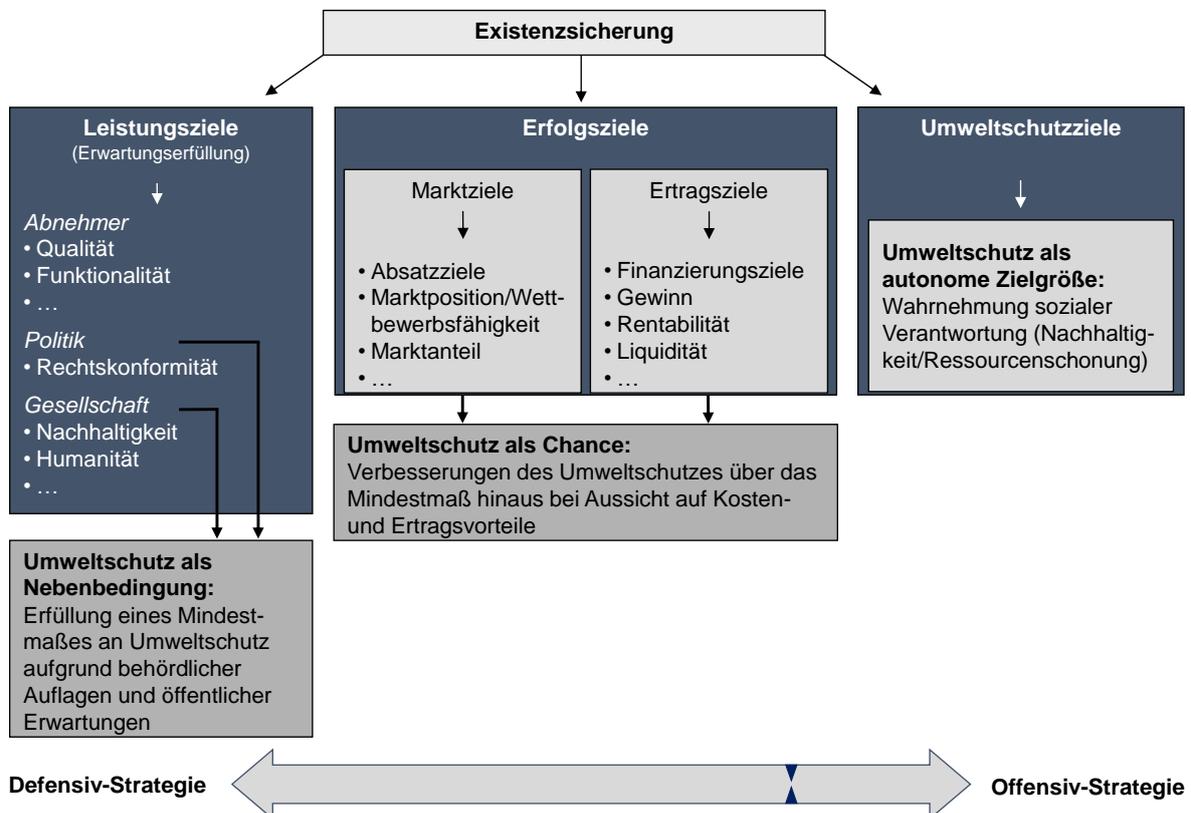


Abb. 7: Strategien zum Umgang mit ökologischen Zielen (Quelle: eigene Abbildung auf Basis von [24], S. 176 ff.)

nen sowohl eine entsprechende Offenheit als auch die intellektuellen und fachlichen Voraussetzungen für den Informationsaustausch an der Schnittstelle und die Bildung eines übergreifenden Verständnisses mitbringen. In besonderem Maße dürfte dies bei Personen mit einer interdisziplinären Ausbildung wie derjenigen im Wirtschaftsingenieurwesen gegeben sein.

Es sind aber auch die institutionellen Voraussetzungen für eine erfolgreiche interdisziplinäre und abteilungsübergreifende Zusammenarbeit zu schaffen. Dazu können das Einräumen von zeitlichen Freiräumen, die Bildung entsprechender Projektgruppen (z. B. aus Personen, die entlang einer Prozesskette in technologischer Hinsicht für verschiedene Prozessschritte verantwortlich sind) sowie – gerade dann, wenn manche Abteilungen von Maßnahmen profitieren, andere hingegen negativ betroffen sind – die Minderung von Bereichsegoismen mittels geeigneter unternehmenskultur- und motivationsbezogener Maßnahmen zählen.

4 Weitere Herausforderungen

Aus den Arbeiten in eniPROD und den bei diesen gewonnenen Erkenntnissen lässt sich auch ableiten, dass weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf auf dem Weg hin zu einer ausgereiften und umfassenden Methodik der energetisch-wirtschaftlichen Bilanzierung und Bewertung und zu deren breiter Implementierung in der Unternehmenspraxis besteht.

(a) Gemeinsame mentale Modelle

Publikationen mit methodischen Hinweisen und Anwendungsbeispielen zur energetisch-wirtschaftlichen Bilanzierung und Bewertung werden einen Beitrag zur Schaffung eines gemeinsamen Begriffs- und Methodenverständnisses und damit zur Bildung geteilter mentaler Modelle leisten. Eine intensivere Wirkung ist aber von einer ausgeprägten Aufnahme der energetisch-wirtschaftlichen Bilanzierung und Bewertung in formalisierte Regelwerke wie Energie- oder Umweltmanagementsystem-Normen (DIN EN ISO 50001 bzw. 14001), VDI-Richtlinien (bspw. VDI 4800) etc. oder aber der Formulierung einer eigenständigen Richtlinie zu erwarten, so dass diese angestrebt werden sollten.

(b) Gemeinsame oder integrierte Methoden, Modelle und Datenbasis

Die existierenden gemeinsamen Methoden und Modelle sowie Integrationsansätze bedürfen zum Teil der Verfeinerung, beispielhaft hierfür seien die Verfahren zur entwicklungsbegleitenden Prognose genannt. Des Weiteren ist es wichtig, in stärkerem Maße als bisher Anwendungserfahrungen zu sammeln, um die Methoden und Modelle zu validieren bzw. Bedarf an und Ansätze zur Weiterentwicklung zu identifizieren. Eng damit verbunden sind die Verbreiterung der Anwendungsgebiete (z. B. hinsichtlich bisher tendenziell vernachlässigter Lebenszyklusphasen wie der „End of Life-Phase“ und anderer Arten von Objekten) und der entsprechende Transfer.

(c) Abbildung komplexer Objektsysteme

Hinsichtlich der Notwendigkeit der Abbildung komplexer Objektsysteme und der dazu in Abschnitt 3 aufgeführten Aspekte werden folgende Entwicklungsbedarfe gesehen:

- Es sollte untersucht werden, welche Formen der Dekomposition umfassender Systeme (Fabrik-systeme und andere Systeme von Betriebsmitteln, Produkte, Prozessketten) sich besonders eignen, im Zusammenhang damit sollten generische Modelle für diese Systeme entwickelt werden, die im Anwendungsfall einen Ausgangspunkt für die Zerlegung bilden können ([25], S. 195 ff). Im Spannungsfeld zwischen einer – eher nicht praktikablen – umfassenden Optimierung im Sinne eines „Totalmodells“ und der Analyse einiger weniger Handlungsalternativen – einhergehend mit der Vernachlässigung weiterer Optionen – ist nach Möglichkeiten zu suchen, durch Verwendung heuristischer Regeln die Wahrscheinlichkeit des Erreichens einer hohen Lösungsgüte zu verbessern.
- Einen Erkenntnisgewinn verspricht auch die Untersuchung „größerer“ als der bisher typischerweise und auch in eniPROD betrachteten Systeme, beispielsweise indem unter Beachtung bestehender Interdependenzen eine integrierte Gestaltung von Produkten und Prozessketten (siehe dazu den entsprechenden Beitrag von GÖTZE ET AL. in diesem Band), von Betriebsmitteln und Prozessketten oder allen drei und ggf. weiteren Objektarten (Werkstoffe, Logistik- und Fabrik-systemen) angestrebt wird.
- Bezogen auf die verschiedenen Nachhaltigkeitsperspektiven und die damit verbundenen Zielkategorien sollte zum einen das Verhältnis zwischen energetischen und ökologischen Effekten intensiver analysiert (Welche ökologischen Effekte resultieren aus Energieverbrauchsänderungen industrieller Produktionssysteme?) werden, andererseits hinterfragt werden, inwiefern die soziale Nachhaltigkeit tangiert wird. Bei entsprechender Relevanz wäre dann die (stärkere) Einbeziehung in die Bilanzierung und Bewertung anzustreben.
- Des Weiteren sind von der intensiveren Untersuchung bestimmter Lebenszyklusphasen – unter anderem der bisher relativ wenig intensiv untersuchten „End of Life-Phase“ – ebenso wertvolle Erkenntnisgewinne zu erwarten wie von der systematischen Analyse von Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Lebenszyklusphasen und deren Einbeziehung in die Bilanzierung und Bewertung.

(d) Lösung der Datengewinnungsproblematik

Zur Lösung der Datengewinnungsproblematik könnten erstens Erkenntnisse zum Nutzen (und zu den Kosten) von Energieverbrauchserfassungssystemen beitragen. Zweites ist die bereits erwähnte Weiterentwicklung von Verfahren zur entwicklungsbegleitenden Prognose anzusprechen. Schließlich besteht der ebenfalls schon angedeutete Bedarf an einem übergreifenden Konzept

sowie unterstützenden Instrumenten und IT-Tools für das energetisch-wirtschaftliche Wissensmanagement.

(e) Bildung und Nutzung konsistenter Zielsysteme

Bezüglich der Bildung und Nutzung konsistenter Zielsysteme wäre es interessant, empirische Erkenntnisse über reale, in Industrieunternehmen vorhandene Ziele sowie deren Beziehungen und Bedeutung zu gewinnen. Auf deren Basis ließen sich für Klassen von Anwendungsfällen generische Zielsysteme entwickeln und die Methoden zur energetisch-wirtschaftlichen Bilanzierung und Bewertung entsprechend spezifizieren.

(f) Schaffung personeller und institutioneller Voraussetzungen

Zu den institutionellen Voraussetzungen stellt sich die Frage, durch welche Arrangements die bei der energetisch-wirtschaftlichen Bilanzierung und Bewertung erforderlichen interdisziplinären Arbeiten besonders gefördert werden können (Sollte beispielsweise die Verantwortung für eine energieeffiziente und wirtschaftliche Prozesskette einem Team aus Experten für einzelnen Prozessschritte und/oder Generalisten als „Prozesskettenexperten“ übertragen werden?). Die Schaffung personeller Voraussetzungen kann durch eine stärkere Einbeziehung der energetisch-wirtschaftlichen Bilanzierung und Bewertung in die akademische Lehre und die Weiterbildung unterstützt werden. Dabei erscheinen auch und gerade Lehrformen erfolgversprechend, die in hohem Maße mit Anschauungsbeispielen arbeiten, wie „Lernfabriken“ (vgl. bspw. [26], [27]). Schließlich sei (nochmals) die Disziplin des Wirtschaftsingenieurwesens angesprochen. Diese ist seit langem als „Lehrdisziplin“ etabliert und gegenwärtig werden Anstrengungen zur Konstituierung als „Forschungsdisziplin“ unternommen ([28]). Angesichts ihrer technischen wie wirtschaftlichen Facetten und ihrer hohen Relevanz bietet die energetisch-wirtschaftliche bzw. erweiternd auf die Ressourceneffizienz insgesamt gerichtete Bilanzierung und Bewertung das Potential, in Lehre und Forschung eines der Paradigmen des Wirtschaftsingenieurwesens zu bilden.

Mit erfolgreichen Arbeiten in diesen Feldern könnten allgemein Beiträge zur Nachhaltigen Produktion geleistet sowie speziell der im Rahmen von eniPROD und der QAG 1 beschrittene „Chemnitzer Weg“ einer ausgeprägt ganzheitlichen Betrachtung und interdisziplinären Zusammenarbeit bei der Erforschung und Entwicklung energie- bzw. ressourceneffizienter Produktionstechnologien und -systeme fortgesetzt werden.

Danksagung

Die Autoren danken der europäischen Union (Europäischer Fonds für regionale Entwicklung) und dem Freistaat Sachsen für die Förderung des Spitzentechnologieclusters „Energieeffiziente Produkt- und Prozessinnovationen in der Produktionstechnik“ (eniPROD®).



Literaturangaben

- [1] Carlowitz, H. C. von: Sylvicultura Oeconomica oder Hausswirthliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur Wilden Baum-Zucht, Braun, Leipzig 1713.
- [2] Hauff, V. (Hrsg.): Unsere gemeinsame Zukunft – Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung, Eggenkamp Verlag, Greven, 1987.
- [3] United Nations: Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future, 1987. URL: www.un-documents.net/wced-ocf.htm [17.07.2014]
- [4] Müller-Christ, G.: Nachhaltiges Ressourcenmanagement – Eine wirtschaftsökologische Fundierung, Metropolis Verlag, Marburg 2001.
- [5] Corsten, H.; Roth, S.: Nachhaltigkeit als integriertes Konzept, in: Corsten, H.; Roth, S. (Hrsg.): Nachhaltigkeit – Unternehmerisches Handeln in globaler Verantwortung, Springer Gabler, Wiesbaden 2012, S. 1-13.
- [6] Food Agriculture Organization of the United Nations (FAO): What is SARD?. URL: www.fao.org/wssd/sard/index-en.htm [17.07.2014]
- [7] Neugebauer, R.; Götze, U.; Drossel, W.-G. (Hrsg.): Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung und Bewertung technischer Systeme – Erkenntnisse aus dem Spitzentechnologiecluster eniPROD, Tagungsband zum 1. und 2. Methodenworkshop der Querschnittsarbeitsgruppe 1 „Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung“, Verlag wissenschaftliche Scripten, Auerbach, 2013. URN: [urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-109067](http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-109067).
- [8] TU Chemnitz (Hrsg.): Ergebnisse des sächsischen Spitzentechnologieclusters „Energieeffiziente Produkt- und Prozessinnovationen in der Produktionstechnik“, Chemnitz 2014.
- [9] Neugebauer, R.; Götze, U.; Sygulla, R.: Sichtenmodell als Grundlage der energieeffizienzorientierten Bilanzierung, Bewertung und Gestaltung von Produktionsbereichen, in: [8], S. 11-20.
- [10] Götze, U.; Koriath, H.-J.; Kolesnikov, A.; Lindner, R.; Paetzold, J.: Integrated methodology for the evaluation of the energy- and cost-effectiveness of machine tools, in: CIRP Journal of Manufacturing Science and Technology, 3. Jg. 2012, H. 5, S. 151-163.
- [11] Götze, U.; Lindner, R.; Kolesnikov, A.; Paetzold, J.: Energetisch-wirtschaftliche Bewertung des Einsatzes drehzahl geregelter Antriebe in Werkzeugmaschine, in: [8], S. 343-357.
- [12] Götze, U.; Zönnchen, S.; Schönherr, J.: Wirtschaftliche Bewertung von Prozesskettenvarianten am Beispiel von Strukturbauteilen, in: [8], S. 375-396.
- [13] Sygulla, R.; Götze, U.: Ökonomische Bewertung technischer Prozesskettenalternativen am Beispiel der Herstellung einer Powertrainkomponente, in: Neugebauer, R.; Drossel, W.-G. (Hrsg.): Innovations of Sustainable Production for Green Mobility, Energy-Efficient Technologies in Production, Pro-

- ceedings of the 3rd International Chemnitz Manufacturing Colloquium ICMC 2014 and the 3rd International Colloquium of the Cluster of Excellence eniPROD, Part 1, Verlag Wissenschaftliche Scripten, Auerbach 2014, S. 515-537.
- [14] Götze, U.; Schubert, A.; Bierer, A.; Goller, S.; Sygulla, R.: Material- und Energieflussanalyse – Methodik zur Optimierung von Prozessen und Prozessketten, in: Neugebauer, R. (Hrsg.), Ressourceneffiziente Technologien für den Powertrain, Proceedings of the International Chemnitz Manufacturing Colloquium ICMC 2012/2nd International Colloquium of the Cluster of Excellence eniPROD, 17./18.04.2012 Chemnitz, S. 99-128.
- [15] Götze, U.; Helmberg, C.; Rüniger, G.; Schubert, A.; Goller, S.; Krellner, B.; Lau, A.; Sygulla, R.: Integrating Energy Flows in Modeling Manufacturing Processes and Process Chains of Powertrain Components, in: Neugebauer, R.: Energieeffiziente Produkt- und Prozessinnovationen in der Produktionstechnik – Tagungsband zum 1. Internationalen Kolloquium des Spitzentechnologieclusters eniPROD, 24./25.06.2010 Chemnitz, Verlag wissenschaftliche Scripten, Auerbach 2010, S. 409-437.
- [16] Fischer, A.; Helmberg, C.; Reghensburgher, G.: Energy-sensitive process chain optimization on the example of forging, in: [8], S. 311-325.
- [17] Buschmann, M.: Planung und Betrieb von Energiedatenerfassungssystemen, IBF, Chemnitz 2012.
- [18] Müller, E.; Löffler, Th.: Mess- und Automatisierungstechnik für die energieeffiziente Produktion, in: [8], S. 69-80.
- [19] Ehrlenspiel, K.; Kiewert, A.; Lindemann, U.; Mörtl, M.: Kostengünstig Entwickeln und Konstruieren – Kostenmanagement bei der integrierten Produktentwicklung, 7. Aufl., Springer Vieweg, Berlin u. a. 2014.
- [20] Fischer, J. O.: Kostenbewusstes Konstruieren – Praxisbewährte Methoden und Informationssysteme für den Konstruktionsprozess, Springer, Berlin u. a. 2008.
- [21] Götze, U.; Leidich, E.; Bierer, A.; Köhler, S.: Management of energy-related knowledge in integrated product development – concept and selected instruments, in: Culley, S.J.; Hicks, B.J.; McAloone, T.C.; Howard, T.J. & Malmqvist, J. (eds.): Proceedings of the 18th International Conference on Engineering Design (ICED11), Vol. 5, Design Society, 2011, S. 176-186.
- [22] Götze, U.; Leidich, E.; Bierer, A.; Köhler, S.: Management of energy-related knowledge in integrated product development – concept and selected instruments, in: Culley, S.J.; Hicks, B.J.; McAloone, T.C.; Howard, T.J. & Malmqvist, J. (Hrsg.), Proceedings of the 18th International Conference on Engineering Design (ICED11), Vol. 5, Design Society, 2011, S. 176-186.
- [23] Hunkeler, D.; Lichtenvort, K.; Rebitzer, G.: Environmental Life Cycle Costing, CRC Press, Boca Raton 2008.
- [24] Steger, U.: Umweltmanagement, 2. Auflage, Gabler, Wiesbaden 1993.
- [25] Götze, U.; Hertel, A.; Schmidt, A.; Päßler, E.; Kaufmann, J.: Integrated Framework for Life Cycle-Oriented Evaluation of Product and Process Technologies: Conceptual Design and Case Study, in: Henriques, E.; Pecos, P.; Silva, A. (Hrsg.): Technology and Manufacturing Process Selection: The Product Life Cycle Perspective, Springer, London 2014, S. 193-215. DOI: [10.1007/978-1-4471-5544-7_10](https://doi.org/10.1007/978-1-4471-5544-7_10)
- [26] Technische Universität Chemnitz: Experimentier- und Digitalfabrik der Professur Fabrikplanung und Fabrikbetrieb. URL: www.tu-chemnitz.de/mb/FabrPlan/edf.php [17.07.2014]
- [27] Ruhr-Universität Bochum: LPS Lernfabrik an der Ruhr-Universität Bochum. URL: www.lre.rub.de/ [17.07.2014]
- [28] Schuh, G.; Warschat, J. u. a.: Potenziale einer Forschungsdisziplin Wirtschaftsingenieurwesen, acatech Diskussion, Herbert Utz Verlag, München 2014.

Eco-efficiency Framework as a Decision Support Tool to Enhance Economic and Environmental Performance of Production Systems

Baptista, A.J.¹; Lourenço, E.J.¹; Pereira, J.P.¹; Cunha, F.²; Marques, B.²; Silva, E.J.³; Peças, P.^{4*}

¹INEGI, Instituto de Engenharia Mecânica e Gestão Industrial, Porto, Portugal

²CENI, Instituto Politécnico de Setúbal, Setúbal, Portugal

³ISQ, Instituto de Soldadura e Qualidade, Oeiras, Portugal

⁴IDMEC, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal

* corresponding author: ppecas@tecnico.ulisboa.pt

Abstract

Production systems are the elementary systems of industrial processes that are responsible for the production of all kind of equipment, products and goods that are placed in the market. Thereby it is of great importance to assess the eco-efficiency of production systems to enable an informed decision making regarding economic and environmental performance and, consequently to increase energy and resource efficiency. The framework presented in this chapter is a decision support tool based on eco-efficiency principles, aiming to maximize product/processes value creation and minimize environmental burdens, i.e. decouple economic growth from environmental burden. It fosters informed and sustainable decision making processes by the use of an organized set of indicators which are easy to understand/analyse. This approach is based on four main steps: 1) Data inventory; 2) Environmental performance evaluation; 3) Environmental impact assessment; 4) Cost models. The developed framework can be applied to any industry or production system, where all the unit processes involved are identified and the inputs/outputs of each unit system quantified and easily perceived. Key Environmental Performance Indicators and Eco-efficiency ratios related to the principles of eco-efficiency arise as outcomes of this approach. The results can be used to evaluate the production system's performance and can help to understand which unit processes or aspects play a key role in terms of economic value and/or environmental burden, so improvement actions can be applied in order to enhance the overall performance, eco-efficiency and value increase for organizations.

Keywords:

Environmental Performance Evaluation; Environmental Impact Assessment; Cost Models; Eco-efficiency Ratios; Eco-efficiency Principles

1 Introduction

Sustainability is one of the major priorities nowadays [1, 2]. However, evaluating sustainability and its evolution is an unclear and a difficult task. Sustainability, besides embracing economic and ecological aspects, also includes aspects related with social needs and well-being, which sometimes are difficult to evaluate. Therefore, eco-efficiency has assumed a key role, as its "practical and theoretical importance lies in its ability to combine performance along two of the three axes of sustainable development, environment and economics" [3]. Eco-efficiency's overall aim is to maximize value creation and minimize environmental burdens [4].

1.1 Overview of eco-efficiency

The term eco-efficiency was proposed in 1990 by two Swiss researchers, Schaltegger and Sturm [5]. The concept of eco-efficiency was first adopted by the WBCSD¹ and presented in 1991. Eco-efficiency measures the relationship between economic growth and environmental pressure, and is generally expressed by the ratio between economic value and environmental influence, represented by equation 1 [4].

$$\text{Eco-efficiency} = \frac{\text{Production or Service Value}}{\text{Environmental Influence}} \quad (1)$$

The eco-efficiency concept initially focused on issues within companies, then its use was extended to help assess policy strategies and their possible macroeconomic outcomes [6]. All in all, eco-efficiency is progressively becoming more common and widely used for different purposes. Consequently, eco-efficiency purposes have been shifting from site-specific to larger systems, subsequently enabling overall economic and environmental improvements [7, 8].

When assessing eco-efficiency, the quantification of the environmental influence and of the value of a product or service is required. Regarding the environmental influence, Life Cycle Assessment (LCA) is a very useful tool [9]. The value of a product or service may be determined by Life Cycle Costing (LCC) [7]. Alternatively, the WBCSD

¹ WBCSD: World Business Council for Sustainable Development – is a CEO-led coalition of some 200 international companies in a shared commitment to sustainable development through economic growth, ecological balance, and social progress.

recommends the utilization of monetary indicators that are easy to understand (e.g.: value of sales less the cost of all inputs) [8]. Beside the monetary indicators, the ISO 14045:2012 Environmental management - Eco-efficiency assessment of product systems - Principles, requirements and guidelines, suggests the use of the product value or service as a functional value (e.g.: production capacity, lifetime) [10].

According to the WBCSD the two most common goals of eco-efficiency assessments are: (i) measuring progress and (ii) internal and external communication of economic and environmental performance [8]. In order to improve overall performance, the WBCSD identified seven elements that can be addressed for eco-efficiency improvement (in the following called eco-efficiency principles) [5]:

1. Reduce material intensity
2. Reduce energy intensity
3. Reduce dispersion of toxic substances
4. Enhance recyclability
5. Maximize use of renewable resources
6. Extend product durability
7. Increase service intensity

On the whole, the greatest aim of eco-efficiency and its strongest bond with sustainability is “through decoupling resource use and pollutant release from economic development” [5]. Decoupling describes the relation between the evolution of environmental impacts and the production of economic goods. The goal is to decouple these trends in such manner that the economy and life quality continue to rise while resource use and pollution emission drop [8, 11, 12].

Beside eco-efficiency assessments, other tools and decision support approaches have been developed fostering the underpinning of environmental and economic sustainability within production systems. For instance Material and Energy Flow Analysis (MEFA) and Life Cycle Engineering (LCE) are two examples, among other methods and tools more dedicated to the ecological branch of sustainability (i.e. LCA, Carbon footprint, Design for the Environment, etc.).

MEFA can be described as a systematic assessment of the elementary flows of materials and energy within each unitary process of a production system. Such assessment can help evaluate and identify the weak points (i.e. inefficiencies) within the production system. Consequently, the results (efficiency performance) can be used to support decision making with respect to the enhancement of the production system’s overall performance in terms of environmental and economic performance [13]. Assessing the production system’s efficiency via material and energy analysis requires a large amount of data as well as specific knowledge of the process [13].

LCE fosters the systems assessment by addressing technical/functional performance of products and systems together with the environmental and economic requirements for all their life duration [14]. The decision-making models proposed within the LCE framework regard a comprehensive analysis of design alternatives in terms of

the life cycle environmental and economic impacts, and also in terms of their functional performance. These analyses are assembled in a single framework, in which the mapping of the best alternatives becomes possible. The LCE-based models allow comparing design and technological alternatives on a sustainability and life cycle perspective but require a very high effort of process modeling and depend on the availability of deep technological and empirical knowledge about all the processes and designing parameters [14].

Regarding eco-efficiency assessments, several evaluations have taken place for various industries and with various approaches. For instance BASF performed an eco-efficiency assessment in order to quantify the sustainability of products and processes and to support decision-making [15, 16]. Michelsen et al. [8] presented an eco-efficiency assessment, where the environmental and value performance of two furniture production extended supply chains are compared. This study considers nine different environmental performance indicators. Côté et al. [17] assessed the eco-efficiency performance of several small and medium enterprises, using an eco-efficiency checklist. Côté et al. concluded that despite existing a fair amount of eco-efficiency tools, these were not suitable for SMEs, therefore it is essential to develop suitable eco-efficiency tools. Czaplicka-Kolarz et al. [7] performed an eco-efficiency analysis in order to compare two polyethylene production systems. The Central Mining Institute’s methodology was used for this assessment. The authors concluded that the eco-efficiency indicators could be used as benchmarks for polyethylene production. By this means the authors are extending the purpose of the common use of the eco-efficiency indicators results [7]. Li et al. [18] assessed the eco-efficiency of a grinding process. Energy and resource efficiency of manufacturing processes were considered in this study, as well as the quality performance of the production process. The authors only assessed one unit process, therefore their assessment could lead to some shortcomings, if used to assess an entire production system. Kharel et al. [19] evaluated the eco-efficiency of an iron road industry. The empirical assessment considered energy, material and water consumption, and emissions as the environmental aspects. The production value was defined as the net sales. The fact that the study of Kharel et al. considers only five environmental aspects, could lead to some limitations in terms of overall environmental assessment.

Despite the availability of several eco-efficiency assessments, one can recognize that there is neither a unique approach to assess the eco-efficiency performance nor a unique set of indicators. It is worth mentioning that in the eco-efficiency assessment approaches presented in literature no clear link between the seven eco-efficiency principles and the eco-efficiency indicators is established; neither for unitary processes nor for environmental aspects. Additionally, the evaluation of the significant environmental aspects, and the identification of a set of simple and understandable Key Environmental Performance Indicators (KEPIs), are also not considered by those eco-efficiency approaches.

1.2 Goal and scope

The main goal of the proposed eco-efficiency framework is to assist decision-making in a manner that will support the development of improvement strategies and will help to set priorities to improve the company's environmental and economic performance.

The proposed framework is structured in order to enable the assessment of the environmental and economic impacts of the various unit processes within a company. Therefore enables the identification of issues that should be controlled and/or improved.

Taking into account the aim of this framework, the outcome will assist in:

- The identification and evaluation of unit processes and/or production processes that have a lower eco-efficiency performance.
- Defining eco-efficiency improvement strategies.
- The identification and quantification of the variable(s) or key aspect(s) that affect the eco-efficiency performance most.
- Quantifying eco-efficiency performance variations, due to the introducing of new equipment or technology replacement.
- Identifying the significant environmental aspects and quantifying the KEPIs.
- Relating the seven eco-efficiency principles with the appropriate environmental aspect, and consequently with the proper eco-efficiency indicator.

2 Analysis foundation

Eco-efficiency is a central topic, within the framework of Industrial Ecology [35]. The concept of Industrial Ecology is based on an analogy between ecological systems and industrial systems where the 'waste' output of one industry should become the 'feedstock' to another.

In the nature, this process is always eco-efficient because we know that equilibrium is maintained by cycles without human intervention (i.e. H₂O cycle, CO₂ cycle, etc.). To promote a similar behaviour on flowing materials and energy between different industrial sectors, it is necessary to set compatible activities, to implement a closed processing loop for each flow (material or energy), creating an isolated system from the environment. But, due to physical laws this goal is impossible to reach. A real process always produces waste (material or energy) which, on the best practice, should be reused, regenerated or recycled with a minimum environmental influence. This can be measured by Eco-efficiency. The prefix Eco refers to both, economics as well as ecology. Furthermore, the efficiency concept is the quantification of how much the human intervention can adapt and contribute to the crucial goal of sustainable development - which combines the objectives of environmental protection and economic growth.

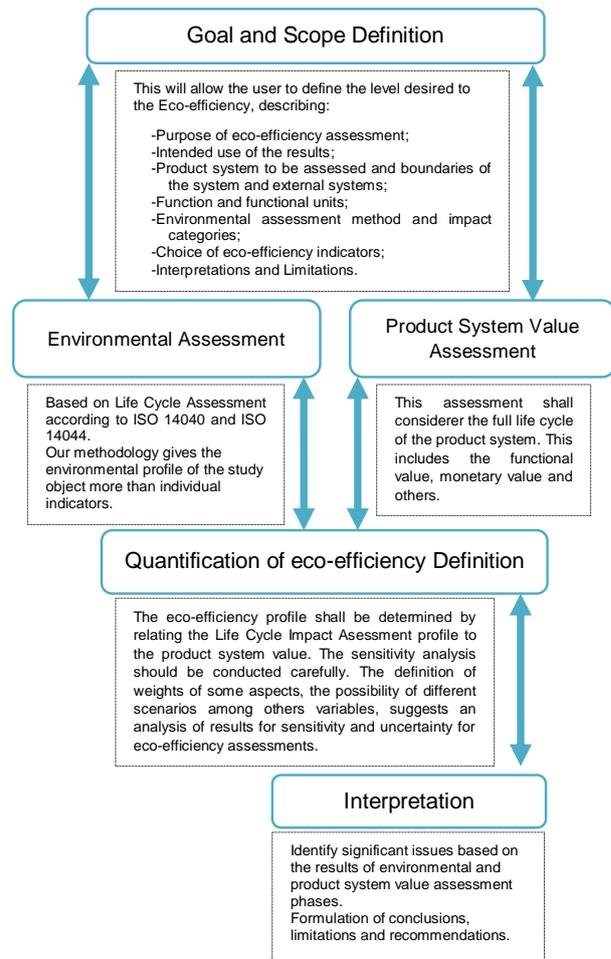


Figure 1: Phases of an eco-efficiency assessment [10]

2.1 Generic description of the steps of an eco-efficiency analysis

Schmidheiny and the WBCSD conveyed the eco-efficiency concept worldwide through a publication entitled Changing Course [40]. Since then, environmental consciousness could be measured and today can be duly quantified through Eco-efficiency assessment of product systems: ISO 14045:2012.

According to the standard ISO 14045:2012, an eco-efficiency assessment comprises five interactive phases (see Figure 1). The phase sequence should be respected, but several adjustments (data and methodological) must be made to achieve a desired coherence between goal and result. Adjustments should be conducted by a sensitivity analysis of different choices of methodology and data to understand how these affect the results of the eco-efficiency assessment. The output from each phase is relevant to lay down new specifications for the previous and the next phase. It means that each step has to be revised to check if the approach is performing a congruent eco-efficiency analysis.

In practice, the eco-efficiency analysis is achieved through the pursuit of three core measurements:

- Increasing the product or service value.
- Optimizing the use of resources.
- Reducing the environmental impact.

2.2 Principles, goals and benefits of eco-efficiency assessments

Eco-efficiency core measurements, mentioned in the previous section, suggest a paradigm: doing more with less.

In order to achieve more value from lower inputs of material and energy with reduced emissions, the WBCSD has identified seven elements business can use to increase their eco-efficiency [5]. The concept is comprised of those core measurements where the seven principles are found (Table 1).

Table 1: Eco-efficiency's core measurements and principles

| Core Measurements | Eco-efficiency Principles |
|-------------------------------------|---------------------------------------|
| Optimizing the use of resources | Reduce the material intensity |
| | Reduce energy intensity |
| | Enhance recyclability |
| Reducing environmental impact | Reduce dispersion of toxic substances |
| | Maximize use of renewable resources |
| Increasing product or service value | Extend product durability |
| | Increase service intensity |

For an annual or a specific product report, evaluation of eco-efficiency must be reported with a similar congruity that is generally assigned to reports of financial information. The usefulness in eco-efficiency statements is provided by its qualitative characteristics [36]. The four principal qualitative characteristics are:

- **Understandability:** It should include information on complex environmental matters relevant for users' decision-making needs.
- **Relevance:** The information should help users in decision-making, evaluating and confirming past, current, and future events or correcting past evaluation.
- **Reliability:** Information has to be free from material error and bias, however, has to recognized the uncertainties by disclosing their nature and extent.
- **Comparability:** The measurement of the environmental effect of activities and other events must be carried out in a consistent way throughout an enterprise and over time.

The explanation of each characteristic refers to all the great benefits from the eco-efficiency assessment:

- Complex environmental issues become understandable and integrated on management control;
- Availability of data on different moments to evidence sustainable development;
- Assessment methodology scientifically proven;
- Updateable to new approaches along the time to identify trends accordingly with knowledge development.

3 Key modules of the Eco-efficiency framework

The eco-efficiency framework proposed in this article, encompasses four major elements, namely: Scope Definition & Data Collection (Inventory); Environmental Performance Evaluation (EPE); Life Cycle Impact Assessment (LCIA) and Cost and Value Assessment (CVA).

3.1 Scope and data collection

The scope and goal definition is the first task that should be carried out, according to the International Standards ISO 14044 and ISO 14045 [10, 20]. The functional unit should also be defined during this task. According to the ISO 14040, the functional unit has the purpose of providing a metric reference for the environmental and value data assessment.

The system boundaries delimit the unit processes and the energy and material flows that are included in the study. These boundaries should be well defined and demarcated. The ISO 14044 can be used to help define the system boundaries [20]. According to the ISO 14045, the boundary limits should be the same for the environmental assessment and for product value quantification. Any deviation has to be properly justified [10].

Data collection is the following task. This is one of the most important tasks, since the quality of the input data will influence the final results considerably. The goal is to collect the necessary data in order to quantify all inputs and outputs for each unit process within the system under analysis. For this specific framework, besides the environmental data required, cost and value data should also be collected in order to fulfil the cost and value assessment.

Data can be collected, from company reports and documents, such as: monitoring reports, material acquisition data sheets, production reports, financial reports, etc.

The final task for this step consists in converting all data according to the functional unit (metrics), in order to carry out the EPE, LCIA and the CVA.

3.2 Environmental Performance Evaluation

The environmental aspects identification and impact evaluation of an activity is i) required during the design phase of a facility (Environmental Impact Assessment); ii) useful for assessing the environmental performance of a product (LCA) and iii) required in industrial activities permit process [37].

The environmental aspects are easily identified from inventory as a list of resources consumptions or emissions discharged, that are directly considered for EPE.

The EPE is usually applied through methods that evaluate the environmental aspects (e.g. emissions) or that evaluate the environmental impacts (e.g. acidification).

These two dimensions of EPE lead to different, but complementary analysis and results. It is important to establish these differences. The environmental aspects dimension refers to the environmental evaluation of a specific locality, regime activity and is restricted to a timeframe. The environmental impact dimension evaluates the effects that can occur downstream to the source of emissions, including the effects accumulated along the time [37].

As a methodology belonging to the sustainability framework, eco-efficiency requires the use of both EPE dimensions [10], taking advantage of its complementary: its crucial to evaluate the environmental aspects of the spot under analysis as well as its environmental impact on the system.

After inventory, the first step foresees the intensity of environmental aspects concerning eco-efficiency principles and establishing objectives for each one. From this step the desired pathway for EPE is obtained, according to policy and strategies indicated by the user. This is a crucial moment for integration of objectives of environmental protection and economic growth.

In addition, others parameters are considered to determine environmental aspects significance:

- Intensity of environmental aspect, calculated by contribution to achieve eco-efficiency goals on each principle;
- Environmental risk, calculated by frequency and severity of the event;
- Extension, calculated by affected spatial dimension.

The results from this EPE dimension are characterized by a set of aspects to the improvement of eco-efficiency. The second EPE dimension is then applied to these aspects to determine the environmental influence, supported on LCIA.

The environmental influence calculation model is explained in the next section, but it is important to notice that, as mentioned in section 2.1, environmental assessment is iterative on eco-efficiency assessment. Therefore, the output of impact evaluation is an important data to validate the previous analysis of significance and to confirm objectives and goals assigned under a strategy.

Along the simulation of different scenarios, changing inputs (in quantity or quality) will enhance the user ability to define what really matters for the core measurements and what is significant for eco-efficiency.

Regardless that Environmental Influence (impact assessment) has to be the final result from this EPE dimension, it is consensual that an intermediate result (aspect assessment) could be more understandable by its direct association with the activity. Similarly, the LCIA method IMPACT 2002+ was chosen to allow a combined assessment: midpoint (characterization categories) and endpoint (damage categories).

3.3 Life Cycle Impact Assessment

The LCA is an internationally standardised methodology widely described in several books [21–26], guides [27] and scientific articles [28–31]. ISO 14040:2006 [32] defines LCA as the "compilation and evaluation of the inputs, outputs and potential environmental impacts of a product system throughout its life cycle". Thus, it consists of a structured and comprehensive method which studies, assesses, and quantifies the significant environmental impacts of all relevant emissions and resources consumed during the entire life cycle of a product, process or service. The main added value of providing a life cycle perspective of the system under study is to avoid problem shifting from one stage to another.

According to ISO 14040:2006 LCIA is the third phase in a LCA and is aimed to understand and evaluate the magnitude and significance of potential environmental impacts of a product system using the results of the inventory analysis. In general, the LCIA is the phase where the different elementary flows from inventory data, with similar impact pathways, are further processed into specific environmental impacts categories in order to characterize environmental burden and assess their effects. Then, the LCIA process starts by identifying and relate inventory results and environmental impact results with similar impact pathways. The inventory results are then classified into impact categories at midpoint level, also called midpoint categories. For each inventory result, an indicator value is calculated per midpoint category, characterising the inventory result, according to its specific contribution to the common impact. The term 'midpoint' expresses that it is located at an intermediate position on the impact pathway between the inventory results and the damage category (often referred to as endpoints) [33]. This aggregation of LCI results into the midpoint categories is called a classification stage. The next step represents the characterisation stage, where inventory parameters are multiplied by equivalence factors, according to their potential damage effect to each impact category. Thereafter, all parameters included in each impact category are added and the results of both midpoint and endpoint impact categories are obtained.

In order to better understand the relative magnitude of each category result of the product system, a normalisation is performed. In the normalisation step the categories results are divided by a reference ("normal") value, producing a set of factors with or without the same dimension, that reflect the relative share of the categories to the overall calculated impacts. This normalization of results is essential for the weighting step, where factors are assigned to the normalised results which represent the different views of the society or a group of stakeholders. This is obviously an interactive process which changes from case to case, being necessary to take always into account the target audience, the product system, and the goal and scope of the LCA [24].

Within this framework, the LCIA is then used to translate the input and output collected data, as referred in section 3.1, into environmental influence indicators both from the environmental impact and damage perspectives. The correct application of LCIA methodology is evidently important to assess and characterise properly the system under analysis.

The rationale is that the more detailed mapping of environmental aspects related to the system under consideration, greater will be the advantage taken from the methodology and more comprehensible will be the results. For that purpose, each environmental aspect should be considered as separate as possible. Finally, regarding the assessment scope of life cycle, both direct and indirect environmental impacts should be considered. Taking into account the source and its consequential impact, direct environmental aspects are all the aspects that can be controlled directly by the company and/or over which the company has a direct influence. This includes the energy and consumption of resources, gaseous and wastewater emissions, and produced residues, as well as downstream stages representing the correct handling and

disposal whenever the waste management and routing is on direct control. On the other hand, indirect aspects are those that are related to the activities included in the system under analysis, but occur in premises owned or controlled by third parties, e.g. upstream stages related to raw materials and consumable goods production.

3.4 Cost and Value Assessment

The fundamental aim of eco-efficiency is to create more value with less (environmental) impact. The use of eco-efficiency as a metric to foster sustainability implies to assess the product or system performance on a life cycle perspective. As a result, some authors suggest that LCC can be used as a value related quantity, since LCC integrates all the cost associated with a product throughout the product's life from "cradle to grave" [39]. Nevertheless, product or system's related value is not completely described if only a cost assessment is used, even if it is on a life cycle perspective. To complement this description, the WBCSD suggest the use of monetary related indicators that are easy to understand [4, 8]. In fact, the economic value of a product or service can be determined by many methods. For instance, the added-value of a product or service in a segment of eco-efficiency is measured as net sales, i.e. the value of sales less the cost of all inputs purchased from suppliers [8]. So, the value measuring used should represent a type of value created during the life time of the product or system, assuring in this way a life cycle perspective for the numerator of the eco-efficiency concept.

Other types of values besides monetary ones can be used as is suggested by the ISO 14045 [10]. Here the product or system value measured by a functional characteristic is defined as a tangible and measurable benefit to the user. As examples the light bulb brightness – luminous flux (lumens) and durability – warranty lifetime (years) can be mentioned. This type of value measuring is a numerical quantity representing the functional performance of a product and should be maximized.

4 Framework integration & description

A schematic representation of the proposed framework is shown in Figure 2. The interaction between the LCIA, EPE and CVA lead to the decision support indicators and to the environmental, value and eco-efficiency profiles of the company.

The following sections (4.1 and 4.2) describe the integration of the two core aspects of eco-efficiency, namely the environmental and economic integration.

4.1 The environmental performance outcomes

An accurate management of environmental issues is essential to achieve continuous improvement, which became a fundamental principle for successful organisations. Implementing an effective environmental assessment on elements that have an impact on the environment, can lead not only to a better understanding of performing activities, drivers, and barriers, but also to cost reduction and long-term prosperity of an organisation.

Consequently, the environmental assessment is a central topic of an eco-efficiency methodology, along with the technical or physical economic value. In practice, the

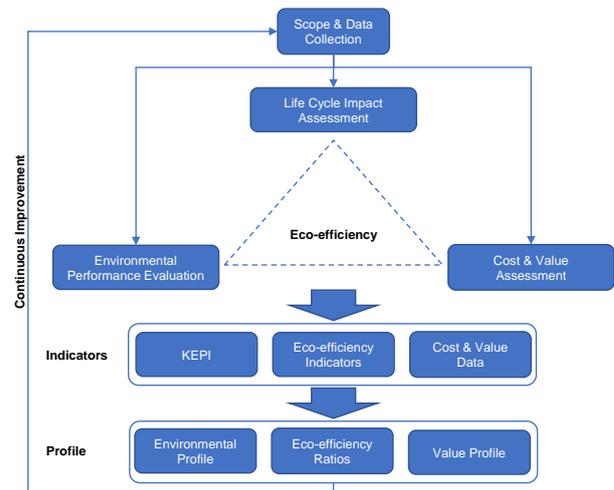


Figure 2: The proposed eco-efficiency framework

ratio between these two topics intends to improve competitiveness and environmental performance by stimulating productivity and innovation.

Considering this to support the decision making on reducing the environmental influence of the system under analysis, the results from the LCIA are used in four distinct purposes within the proposed framework:

- Present LCA results, by itself;
- Generate eco-efficiency ratios;
- Generate KEPIs;
- Provide a technical basis for simulation of alternative scenarios and evaluation of goals.

Apart from the system overall environmental performance, the presentation of LCA results aim to provide accurate information on the environmental influence exerted by different environmental aspects, individually. This is particularly important for the identification of the most significant aspects that should be targeted during the development of improvement measures.

Regarding eco-efficiency ratios, they intend to help companies on managing links between environmental and value performance. Their ultimate goal is to provide a clear vision of the system baseline performance, and to assist the implementation of strategies by connecting the various levels of the system with clearly defined targets and benchmarks.

In the same way, KEPIs are quantifiable metrics that reflect the environmental performance of a system. They provide businesses with a tool for measurement by focusing on 'key' measures – i.e. those most important to an understanding of a business [34]. While eco-efficiency ratios present the generated value in accordance to the environmental influence produced, KEPIs are presented in quantities or environmental impacts as a function of these quantities (e.g. kWh of electricity, kg of residues, tonnes of CO₂ emitted).

Finally, in order to provide an effective support for decision making, the proposed framework includes a simulation module to assess alternative scenarios and evaluate goals and objectives. This is achieved by creating connections of direct influence between inventory data

and the goals defined by the organisation to environmental related eco-efficiency principles, as presented in Table 2.

Thus, through the implementation of this reciprocal allocation model, it is possible to determine the influence of inventory data on each eco-efficiency principle goal. It also allows the generation of alternative scenarios as goals are defined or inventory data changes are performed.

Table 2: Relation between the environmental related eco-efficiency principles and inventory data

| Principles | Inventory Data Influences |
|---------------------------------------|--|
| Reduce material intensity | ↔ Quantity of raw materials and consumables inputs |
| Reduce energy intensity | ↔ Quantity of energy inputs |
| Reduce dispersion of toxic substances | ↔ Quantity of input or output aspects or parameters that cause ecotoxicity |
| Enhance recyclability | ↔ Quantity of residues sent to incineration and landfill |
| Maximize use of renewable resources | ↔ Quantity of water input and energy produced from renewable sources |

In this sense, by the environmental point of view, this approach can be used to:

- Simulate alternative scenarios through the definition of eco-efficiency principles goals or performing changes on inventory data;
- Evaluate how the inventory data influences the achievement of eco-efficiency principles goals, and prioritise changes according to the organisational objectives;
- Define eco-efficiency principles goals and organisational objectives through the creation of scenarios and evaluation of their consequences.

4.2 Cost and Value modelling module

The aim of the cost and value models included in the proposed tool is to feed the eco-efficiency ratios with relevant, accurate and life cycle-related indicators regarding the economic performance. The model for cost assessment determines the cost for each process described and the importance of each type of cost in each process and for the overall production systems considered. The types of cost included are the cost of raw-materials, equipment, energy, labour, consumables, and disposal. The user just needs to input the cost factors (i.e. cost per unit of kWh, cost per unit of raw-material, etc.) for each cost type since the specific quantities are the same used for the environmental assessment. Only for labour and equipment cost there is the need to introduce additional information. In addition to feed the eco-efficiency indicators, the modelling of the process/production costs in this way allows identifying the most relevant type of costs and the influence of each process on the total cost. The other benefit of this modelling is to facilitate sensitivity analysis simultaneously with the environmental assessment.

The value related indicators are outcome by two ways. Indicators like duration, number of parts produced during life time, sales, etc. must be defined/selected by the user.

The use of this type of value indicators fosters the understanding of the results in a more intuitive way. The other type of value indicators can be obtained by accounting formulas using a simple model. The user must input the several parcels that compose an annual financial report and the model computes the accounting related value indicators (i.e. net sales, EBITDA, gross added-value, etc.). This model is integrated with the cost assessment model, so any change made on the production cost is reflected in the accounting indicators towards alternatives analysis. The combination of these two models assures that the effects of an alternative in the environmental branch of the tool as a respective effect on the economic branch. Accordingly, both effects are assessed by the eco-efficiency indicators.

4.3 Overall Results

4.3.1 Indicators outcomes

The outcomes of the proposed framework, as shown in Figure 2, emerge as decision support indicators that consequently give way to the company's profiles.

At the framework's first level of results are the decision support indicators, these include: KEPIs; Eco-efficiency indicators and the cost and value data.

For this particular case, the KEPIs, as shown in Table 3, can be presented as specific or general data. These key indicators may be quantified in terms of physical values (kg, kWh, m³) or in terms of environmental influence, either by impact category (Midpoint kgCO₂ eq., kgSO₂ eq.) or by damage category (Endpoint - Pt).

The set of KEPI proposed, are considered as "key" element to support decision-making, since these indicators are intended to increase the volume of quantitative information in order to support decision in terms of environmental improvement.

Table 3: Example of possible sets of KEPI

| KEPI | |
|-------------------------------|--|
| Overall Amount | Total amount of material (kg) |
| Specific Environmental Aspect | Paint consumption (kg or Pt) Energy consumption (kWh or Pt) |
| Environmental Relevance | Waste sent to landfill (kg) Waste sent to incineration (kg) |
| Impact category | Greenhouse Gas Emission (kgCO ₂ eq.) |
| Damage by Category | Total impact on Human Health (Pt) |
| Overall Environmental Damage | Total environmental influence (Pt) |

The cost and value data also arise as a set of indicators (Table 4). These can be presented, as mentioned above, as economic value data or as functional values that characterize the processes, system or product under assessment. The value indicators are presented as general or specific indicators.

Table 4: Example of a set of value indicators

| Value indicators | |
|---------------------|---------------------------------------|
| General Indicators | Amount of goods produced (ton, kg, #) |
| | Durability (years) |
| | Sales (€) |
| | Net sales (€) |
| Specific Indicators | Gross Value Added - GVA (€) |
| | Gross Value of Production - GVP (€) |
| | EBITDA (€) |
| | Overall Production Costs |
| | Production Cost per process (€) |

The eco-efficiency indicators could be used to evaluate the eco-efficiency trends by comparing the results of a key set of eco-efficiency indicators along time. As presented in Table 5, eco-efficiency indicators are calculated by using a value indicator (e.g.: GVA - €) over the environmental influence (e.g.: energy consumption - Pt). Besides the eco-efficiency ratios, a set of performance indicators also proposed in Table 5. These indicators are calculated by the ratio between a value indicator (e.g. GVA - €) and the environmental aspects (e.g. energy consumption - kWh).

Table 5: Example of a set of indicators

| Eco-efficiency Indicators | |
|---------------------------------------|---|
| Eco-efficiency ratios | GVA (€) / Environmental Influence from Raw material consumption (Pt) |
| | GVA (€) / Environmental Influence from Energy consumption (Pt) |
| | GVA (€) / Environmental Influence from Gas emissions (Pt) |
| Eco-efficiency Performance Indicators | GVA (€) / Raw material consumption (kg) |
| | GVA (€) / Energy consumption (kWh) |
| | GVA (€) / Greenhouse gas emissions (kg CO ₂ eq.) |
| | GVA (€) / Emissions of acidifying substances (kg SO ₂ eq.) |

These results can be used to infer if the eco-efficiency performance of the production processes is improving and therefore “creating more value with less impact”.

4.3.2 Profile outcomes

The integration of eco-efficiency information into decision making and communication process is a recommendation of WBCSD [4].

Supporting the fact that environmental indicators alone will not necessarily represent the eco-efficiency performance of an activity they will be combined with appropriate business specific indicators and meaningful eco-efficiency ratios to provide an eco-efficiency performance profile.

The profile structure proposed by WBCSD was adopted in this framework [4].

- Organization Profile – to provide a context for the eco-efficiency information: employees, business segments, primary products, and major changes in the structure of the company.

- Value Profile – including financial information, the quantity of products, or functional indicators for specific products.
- Environmental Profile – including generally applicable environmental influence indicators as well as business specific indicators relating to product/service creation and use.
- Eco-efficiency Ratios – most relevant eco-efficiency indicators to evaluate the objectives accomplishment within the eco-efficiency principles.

5 Conclusions

This work proposes an integrating framework to support companies in decision-making and support eco-efficiency assessment and overall improvement accomplishment. This framework comprises four key modules, namely the inventory, the EPE, the LCIA, and the CVA. The inventory includes the data necessary to perform the LCIA and the CVA. The EPE is inferred by classifying the environmental aspects by the intensity, frequency and extent. The results obtained from the EPE, LCIA, and CVA on their own could help to support decision making and enhance environmental performance, but the relation between environmental and economic performance would not be addressed. Therefore, in this new approach these outcomes are integrated in order to generate two levels of results. A first level represented by a set of KEPI, a set of Value Indicators and Eco efficiency Indicators. The indicators characterize the environmental and economic performance of a production system as well as the eco-efficiency performance. A second level of results comprises three core company profiles, namely the Environmental Profile, the Cost and the Value Profile, and the Eco-Efficiency Profile. Both levels of results, indicators and profiles, are fundamental for external or internal communication and for encountering inefficiencies within the production systems. Thereby they can wisely support decision making actions as well as help improve eco-efficiency performance. Ultimately, the presented framework is a powerful tool that can be used to identify and quantify key variables, evaluate the significance of environmental aspects and assess eco-efficiency performance.

The link established between the seven eco-efficiency principles and the eco-efficiency indicators (ratios or performance indicators) is a novelty that integrate the management targets with the evaluation of environmental and economic impacts. In this context the adoption of eco-efficiency principles in production patterns occurs at the same time that the significance of Impacts (environmental and economic) is evaluated.

The overall results are intended to support decision making in order to improve the eco-efficiency of any product, process, or service system.

Acknowledgment

This work was developed within the frame of the Project PRODUTECH PSI, n° 13849 of the Program of Incentives to Technological Research & Development, supported by the Portuguese Agency of Innovation, to whom the financial support is to be acknowledged.

References

- [1] WBCSD: Vision 2050: The new agenda for business. World Business Council for Sustainable Development, Geneva 2010.
- [2] Kunz, N.C.; Moran, C.J., and Kastelle, T.: Conceptualising “coupling” for sustainability implementation in the industrial sector: a review of the field and projection of future research opportunities. In: *Journal of Cleaner Production*, vol. 53, 2013, pp: 69–80. DOI: [10.1016/j.jclepro.2013.03.040](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.040)
- [3] Ehrenfeld, J.R.: Eco-efficiency: Philosophy, Theory, and Tools. In: *Journal of Industrial Ecology*, vol. 9, 2005, pp: 6–8.
- [4] Verfaillie, H.A. and Bidwell, R.: *Measuring Eco-Efficiency: A Guide to Reporting Company Performance*. World Business Council for Sustainable Development, Geneva 2000.
- [5] Lehni, M.; Schmidheiny, S., and Stigson, B.: Eco-efficiency: creating more value with less impact. World Business Council for Sustainable Development, Geneva 2000.
- [6] Wursthorn, S.; Poganietz, W.-R., and Schebek, L.: Economic–environmental monitoring indicators for European countries: A disaggregated sector-based approach for monitoring eco-efficiency. In: *Ecological Economics*, vol. 70, 2011, pp: 487–496. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2010.09.033](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.09.033)
- [7] Czaplicka-Kolarz, K.; Burchart-Korol, D., and Krawczyk, P.: Eco-efficiency analysis methodology on the example of the chosen polyolefins production. In: *Journal of Achievements in Materials and Manufacturing Engineering*, vol. 43, 2010, pp: 469–475.
- [8] Michelsen, O.; Fet, A.M., and Dahlsrud, A.: Eco-efficiency in extended supply chains: a case study of furniture production. In: *Journal of Environmental Management*, vol. 79, 2006 pp: 290–297. DOI: [10.1016/j.jenvman.2005.07.007](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.07.007)
- [9] Lozano, S.; B. Adenso-Díaz, and Barba-Gutiérrez, Y.: Russell non-radial eco-efficiency measure and scale elasticity of a sample of electric/electronic products. In: *Journal of the Franklin Institute*, vol. 348, 2011, pp: 1605–1614. DOI: [10.1016/j.jfranklin.2011.02.005](https://doi.org/10.1016/j.jfranklin.2011.02.005)
- [10] ISO: ISO 14045:2012 Environmental management — Eco-efficiency assessment of product systems — Principles, requirements and guidelines in ISO, International Organization for Standardization: Geneva.
- [11] Caneghem, J.V.; Block, C.; Cramm, P.; Mortier, R., and Vandecasteele, C.: Improving eco-efficiency in the steel industry: The ArcelorMittal Gent case. In: *Journal of Cleaner Production*, vol. 18, 2010, pp: 807–814. DOI: [10.1016/j.jclepro.2009.12.016](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.12.016)
- [12] Hukkinen, J.: Eco-efficiency as abandonment of nature. In: *Ecological Economics*, vol. 38, 2001, pp: 311–315. DOI: [10.1016/S0921-8009\(01\)00217-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00217-8).
- [13] Lourenço, E.J.; Baptista, A.J.; Pereira, J.P., and Dias-Ferreira, C.: Multi-Layer Stream Mapping as a Combined Approach for Industrial Processes Eco-efficiency Assessment. In *Re-engineering Manufacturing for Sustainability*. Springer Singapore. 324 427–433. DOI: [10.1007/978-981-4451-48-2_70](https://doi.org/10.1007/978-981-4451-48-2_70)
- [14] Peças, P. Ribeiro, I. Henriques E. LCE: a framework for an informed and sustainable decision-making process. In: *Energy-related technologic and economic evaluation, Proceedings of the 1st and 2nd Workshop of the cross-sectional group of the Cluster of Excellence eniPROD*. Ed.: R. Neugebauer, U. Götze. Chemnitz: Verlag W. Scripten, Germany, 2012, pp. 231–247. URN: [urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-109067](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-109067).
- [15] Saling, P.; Kicherer, A.; Dittrich-Krämer, B.; Wittlinger, R.; Zombik, W.; Schmidt, I.; Schrott, W., and Schmidt, S.: Eco-efficiency Analysis by BASF : The Method. In: *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 37, 2002, pp: 5340–5348. DOI: [10.1065/lca2002.06.083.1](https://doi.org/10.1065/lca2002.06.083.1)
- [16] Kicherer, A.; Schaltegger, S.; Tschochohei, H., and Pozo, B.F.: Eco-efficiency. Combining Life Cycle Assessment and Life Cycle Costs via Normalization. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 12, 2007, pp: 537–543. DOI: [10.1065/lca2007.01.305](https://doi.org/10.1065/lca2007.01.305)
- [17] Côté, R.; Booth, A., and Louis, B.: Eco-efficiency and SMEs in Nova Scotia, Canada. In: *Journal of Cleaner Production*, vol. 14, 2006, pp: 542–550. DOI: [10.1016/j.jclepro.2005.07.004](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.07.004)
- [18] Li, W.; Winter, M.; Kara, S., and Herrmann, C.: Eco-efficiency of manufacturing processes: A grinding case. In: *CIRP Annals - Manufacturing Technology*, vol. 61, 2012, pp: 59–62. DOI: [10.1016/j.cirp.2012.03.029](https://doi.org/10.1016/j.cirp.2012.03.029)
- [19] Kharel, G.P. and Charmondusit, K.: Eco-efficiency evaluation of iron rod industry in Nepal. In: *Journal of Cleaner Production*, vol. 16, 2008, pp: 1379–1387. DOI: [10.1016/j.jclepro.2007.07.004](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.07.004)
- [20] ISO: 14044:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines in ISO 14044:2006. 2006, ISO - International Organization for Standardization, Geneva.
- [21] Guiné, J.B., et al.: *Handbook of Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publishers, New York, 2004.
- [22] Curran, M.A.: *Environmental Life-Cycle Assessment*. McGraw-Hill Professional Publishing, 1996.
- [23] Vigon, B.W.: *Life-Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles*. Boca Raton, FL: CRC Press, 1994.
- [24] Vogtländer, J.G.: *A practical guide to LCA for students, designers, and business managers*. VSSD, 2010.
- [25] Hendrickson, C.T.; Lave, L.B.; Matthews, H.S.: *Environmental Life Cycle Assessment of Goods and Services: An Input–Output Approach*. Resources for the Future Press, 2005.

- [26] Baumann, H.; Tillman, A-M.: The hitchhiker's guide to LCA : an orientation in life cycle assessment methodology and application. 2004.
- [27] European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Provisions and Action Steps. First edition March 2010. EUR 24378 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010.
- [28] Finnveden, G.; Hauschild, M.; Ekvall, T.; Guinee, J.; Heijungs, R.; Hellweg, S.; Koehler, A.; Pennington, D.; Suh, S.: Recent Developments in Life Cycle Assessment. In: *Journal of Environmental Management*, vol. 91, 2005, issue 1, pp: 1–21.
- [29] Crawford, R.H.: Validation of a Hybrid Life-Cycle Inventory Analysis Method. In: *Journal of Environmental Management*, vol. 88, 2008, issue 3, pp: 496–506.
- [30] Zamagni, A.: Life Cycle Sustainability Assessment. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 17, 2012, issue 4, pp: 373–376.
- [31] Curran, M.A.: *Life Cycle Analysis: Principles and Practice*. Scientific Applications International Corporation.
- [32] ISO: ISO 14040:2006 International Standard. In: *Environmental management – life cycle assessment – principles and framework*, ISO – International Organisation for Standardization, Geneva.
- [33] Sonnemann, G.; Castells, F.; Schuumaker, M.: *Integrated Life-Cycle and Risk Assessment for industrial processes*. Lewis Publishers. 2004.
- [34] DEFRA, and Trucost: *Environmental Key Performance Indicators - Reporting Guidelines for UK Business*. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), London, 2006.
- [35] Fet, A.M.: *Industrial Ecology and Eco-Efficiency*. Presented at the NATO/CCMS Pilot Study on Cleaner Products and Processes, Vilnius, Lithuania, May 12-16, 2002, (Presentation File).
- [36] Sturm, A.; Müller, K.; Upasena, S. A.: *Manual for the preparers and users of eco-efficiency indicators*, United nations conference on trade and development, United Nations Publication, New York, 2004.
- [37] Cunha, F.; Soares, A; Botelho, M.J.: *Gestão Ambiental e Sustentabilidade*. Verlag Dashofer, Lisboa.
- [38] BS EN ISO 14031:2013 *Environmental management. Environmental performance evaluation. Guidelines ISO - International Organization for Standardization*, Geneva.
- [39] Ribeiro I.; Peças P.; Silva A.; Henriques E.: Life cycle engineering methodology applied to material selection, a fender case study. In: *Journal of Cleaner Production*, vol. 16, 2008, pp: 1887–1889. DOI: [10.1016/j.jclepro.2008.01.002](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.01.002)
- [40] Shimedheiny, Stephan; *Changing Course – A Global business perspective on Development and the environment*; Business Council for Sustainable Development; 1992.

Zur Analyse und Bewertung von Produkt-Prozessketten-Kombinationen der hybriden Produktion

Analysis and Evaluation of Product Process Chain Combinations of Hybrid Production

Götze, U.^{1*}; Schmidt, A.¹; Symmank, C.¹; Kräusel, V.²; Rautenstrauch, A.²

¹ Technische Universität Chemnitz, Professur Unternehmensrechnung und Controlling

² Technische Universität Chemnitz, Professur für Werkzeugmaschinen und Umformtechnik

* corresponding author: u.goetze@wirtschaft.tu-chemnitz.de

Abstract

Hybride Produktionsprozesse und Produkte können den Einsatz natürlicher Ressourcen vermindern und damit einen bedeutenden Beitrag dazu leisten, dass das Ideal der Nachhaltigkeit in höherem Maße als bisher erfüllt wird. Um sie gezielt und erfolgreich entwickeln und damit Markterfolge erzielen zu können, ist eine strukturierte Analyse und Bewertung der entsprechenden Kombinationen von Produkten und Prozessketten notwendig. Dazu bedarf es eines Instrumentariums, das die aus der Vielzahl einzubeziehender Zielgrößen, Alternativen und Einflussfaktoren resultierende Komplexität des Untersuchungsobjekts handhaben kann. In diesem Beitrag wird dafür ein entscheidungstheoretisch fundiertes Vorgehensmodell vorgeschlagen, das den Rahmen für die integrierte Anwendung weiterer Instrumente bildet. Zur Veranschaulichung dient das Beispiel von Prozessketten zur Herstellung von Leichtbaustrukturen aus Metall und Kunststoff, die im Exzellenzcluster MERGE erforscht werden.

Resource-efficient processes for manufacturing hybrid lightweight structures show great potentials for increasing the sustainability of production and products. Their purposeful and successful development and rollout calls for a structured analysis and evaluation of the respective product-process chain combinations. Therefore, instruments are needed that enable the handling of complexity which is caused by the multiplicity of target figures, alternatives, and influencing factors. For this purpose, a decision theory-based procedure model serving as a frame for an integrated application of further instruments is proposed and illustrated by a case study regarding process chains for manufacturing of metal-plastic lightweight structures from the Cluster of Excellence MERGE.

Keywords:

Bewertung, hybride Produktion, Leichtbau, Prozessketten, Werkstoffe

evaluation, hybrid production, lightweight structures, process chains, materials

1 Motivation und Zielsetzung

Angesichts von Megatrends wie der Verknappung natürlicher Ressourcen, dem Klimawandel, aber auch dem demographischen Wandel erscheint es unabdingbar, dass sich Unternehmen bei der Gestaltung innovativer wie auch bei der Verbesserung bestehender Produkte und Fertigungsprozessketten in zunehmendem Maße am Leitbild der Nachhaltigkeit orientieren. Dies impliziert sowohl eine langfristige Ausrichtung entsprechender Überlegungen als auch die Berücksichtigung zum einen der verschiedenen Dimensionen der Nachhaltigkeit [1] – ökologischer, ökonomischer und sozialer – sowie zum anderen technologischer Effekte, die als ein maßgeblicher Enabler nachhaltiger Produkte und Prozessketten angesehen werden können [2]. Gleichzeitig bestehen innovative Produkte und Fertigungsprozessketten häufig aus zahlreichen Komponenten und Teilen bzw. Prozessen und Aktivitäten, sie entfalten auch langfristige Wirkungen über verschiedene Lebenszyklusphasen hinweg und ihr Erfolg wird durch eine Vielzahl unternehmensinterner und -externer Einflussgrößen bestimmt. Dies bedingt zum einen eine hohe Komplexität der Entscheidungssituation, zum anderen vor allem in den frühen Lebenszyklusphasen aufgrund geringer Datenverfügbarkeit erhebliche Unsicherheiten bezüglich des letztlich realisierten (Miss-)Erfolgs. Weiterhin führt es dazu, dass die systematische und aussagekräftige Analyse und Bewertung sowie die gezielte Gestaltung von Produkten und Prozessketten eine enorme Herausforderung darstellen. Besonders trifft dies zu, wenn in innovativer Weise Produkte aus verschiedenartigen Werkstoffen (wie Metallen, Kunststoffen oder Textilien) gefertigt und/oder mehrere, bisher separat ausgeführte Fertigungsprozesse miteinander verbunden werden. Dies geschieht mittels sog. hybrider Produktionstechnologien bzw. der hybriden Produktion [3, 4]. Auf die Erforschung spezifischer hybrider Technologien, speziell die Technologiefusion bei der Herstellung multifunktionaler Leichtbaustrukturen, richten sich auch die Aktivitäten des Bundesexzellenzclusters MERGE, dessen Forschungsaktivitäten den Hintergrund des Beitrags bilden (angesichts dieses Anwendungsbezugs werden die Begriffe Prozess und Fertigungsprozess nachfolgend synonym verwendet). Gerade hier, aber auch bei anderen Anwendungsproblemen (unter

anderem in weiteren Feldern des Leichtbaus) liegen zudem häufig starke Wechselwirkungen zwischen Produkten und Prozessketten vor, so dass eine integrierte Analyse, Bewertung und Gestaltung von Produkt-Prozessketten-Kombinationen (bzw. entsprechenden Technologie-kombinationen) erforderlich wird.

Insbesondere in derartigen durch hohe Komplexität und Unsicherheit gekennzeichneten Problemsituationen bedarf es eines möglichst ausgereiften Instrumentariums. Dieses kann eine Reihe von Methoden aus den Ingenieurwissenschaften, der Betriebswirtschaftslehre, aber auch anderen Disziplinen umfassen. Beispielhaft seien hier ingenieurwissenschaftlich geprägte Ansätze zur Bewertung von Prozessen und Prozessketten, Verfahren der Kosten- und Investitionsrechnung, Methoden der entwicklungsbegleitenden Kalkulation, das Target Costing, Prognoseverfahren sowie Ansätze der Umweltbilanzierung genannt (siehe Abschnitt 3, insbesondere 3.1 und 3.4). Diese Ansätze bilden in ihrer Gesamtheit bereits einen weit entwickelten Methodenpool. Es besteht aber weiterhin Bedarf an ihrer Verfeinerung (z. B. im Hinblick auf die Datengewinnung in frühen Phasen des Produkt-/Prozesslebenszyklus) sowie Integration. Eine noch nicht abschließend beantwortete und beide Aspekte betreffende Frage ist, wie die häufig enorme Komplexität der Entscheidungssituation mit möglichst geringem Verlust an Transparenz sowie Aussagekraft bzw. Entscheidungsqualität gehandhabt werden kann. Dafür wird hier primär mit Blick auf die Bewertung von Produkt-Prozessketten-Kombinationen ein Vorgehensmodell vorgeschlagen, das sich durch die hierarchische Zerlegung der Bewertungsaufgabe sowie eine entscheidungstheoretische Fundierung auszeichnet.

Dazu wird zunächst das entscheidungstheoretische Fundament skizziert, das dem Vorgehensmodell zugrunde liegt (Abschnitt 2). In Abschnitt 3 werden die Charakteristika und Gesamtstruktur (Abschnitt 3.1) sowie die einzelnen Schritte (Abschnitt 3.2) des Vorgehensmodells beschrieben, Möglichkeiten der Aufgliederung des Entscheidungsproblems im Rahmen des Vorgehensmodells aufgezeigt (Abschnitt 3.3) sowie nutzbare Instrumente überblicksartig vorgestellt (Abschnitt 3.4). Ein auf MERGE basierendes Anwendungsbeispiel dient der Veranschaulichung (Abschnitt 4). Zusammenfassung und Ausblick beschließen den Beitrag (Abschnitt 5).

2 Entscheidungstheoretisches Fundament

Die Gestaltung von Produkten und Prozessketten stellt selbst einen Prozess dar, in dem eine Vielzahl miteinander verbundener Entscheidungen zu treffen ist. Daher bietet es sich an, zur Strukturierung der in diesem Prozess erfolgenden Bewertungsaktivitäten auf die grundlegenden Aussagen der Entscheidungstheorie zurückzugreifen (die nachfolgenden Ausführungen lehnen sich eng an [5] an). Diese beziehen sich auf Entscheidungsmodelle als vereinfachte Abbildungen von Entscheidungssituationen und damit *die* Instrumente zur Bewertung von Entscheidungsalternativen. Gemäß dem sog. Grundmodell der Entscheidungstheorie weisen sie die folgenden charakteristischen Elemente auf: [6,7]

- Ziele,
- Alternativen (Handlungsweisen, Aktionen),
- Umweltzustände (Zustände, Zukunftslagen, Einflussfaktoren) sowie
- Ergebnisfunktionen.

So wird die Entscheidungssituation im Entscheidungsmodell unter anderem hinsichtlich des relevanten Systems von *Zielen* abgebildet [6]. Dies geschieht zum einen über den Einbezug von Zielgrößen als jenen Größen, deren Erreichung angestrebt wird und die der Bewertung zugrunde gelegt werden sollen. Zum anderen beinhaltet ein Entscheidungsmodell in der Regel Präferenzrelationen, die angeben, mit welcher (relativen) Intensität verschiedene Zielgrößen sowie unterschiedliche Merkmalsausprägungen von Zielgrößen (Ausmaß, Zeitpunkt und (Un-)Sicherheit ihrer Erreichung) angestrebt werden. Demgemäß umfassen sie Art-, Höhen-, Zeit- und (Un-)Sicherheitspräferenzrelationen. Das Zielsystem sollte der Anforderung der Vollständigkeit hinsichtlich der Zielgrößen und Präferenzrelationen genügen. Für eine rationale Entscheidungsfindung ist zudem die Operationalität der Ziele erforderlich und damit die Möglichkeit, einen Zielerreichungsgrad angeben zu können. Dies setzt unter anderem die Definition von Merkmalen bzw. Messvorschriften für die Präferenzen voraus [6, 7].

Das zweite Element von Entscheidungsmodellen stellen die in ihnen erfassten *Alternativen* dar. Bei diesen handelt es sich entweder um einzelne Handlungen oder um Bündel aus solchen. Sie können sich auf einen oder mehrere Zeitpunkte beziehen, und ihre Zahl kann sowohl begrenzt als auch unendlich groß sein. Damit eine eindeutige Lösung des Entscheidungsproblems möglich ist, muss gelten, dass die Alternativen sich gegenseitig ausschließen und in jedem Fall eine Alternative zu wählen ist [6, 7]. Im Rahmen der Gestaltung von Produkten und Prozessen der hybriden Produktion bestehen die Alternativen in unterschiedlichen Technologien, Designs und/oder konkreten Ausgestaltungsformen von Produkten oder Prozessen bzw. Kombinationen aus beiden.

Die Wirkungen einer Handlungsalternative hängen von der zukünftigen Entwicklung von Umweltfaktoren, aber auch von bestimmten Sachverhalten im Unternehmen ab. Eine Konstellation von Werten sämtlicher entsprechend relevanter Größen wird als *Umweltzustand* bezeichnet. Umweltzustände sind annahmegemäß – ebenso wie die Wahrscheinlichkeit ihres Eintretens – nicht mittels der betrachteten Alternativen beeinflussbar. Die Zahl der als möglich erachteten Umweltzustände kann grundsätzlich unterschiedlich groß sein. So wird entweder stark vereinfachend nur ein Umweltzustand einbezogen und damit eine Sicherheitssituation unterstellt oder aber die real existierende Unsicherheit explizit über die Einbeziehung mehrerer (einander ausschließender) Umweltzustände abgebildet (Unsicherheitssituation). Dieser Fall lässt sich weiterhin danach differenzieren, ob Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten der Umweltzustände angegeben werden können (Risikosituation) oder nicht (Ungewissheitssituation) [5].

Zur Bewertung von Alternativen sind nun deren in Abhängigkeit vom Umweltzustand zu erwartenden zielrele-

vanten Konsequenzen zu prognostizieren (sog. Wirkungsprognose). Dies geschieht mittels *Ergebnisfunktionen*, die die technischen, ökologischen, wirtschaftlichen und/oder sozialen Beziehungen zwischen den Alternativen, den Umweltzuständen und den zu definierenden Ergebnisgrößen (wie Leistung, spezifische Produkt- oder Prozesseigenschaften, Verbrauch natürlicher Ressourcen, Emissionen, Kosten, Gewinn, Zahlungsüberschuss, Mitarbeiterzufriedenheit, -gesundheit und -potential) abbilden. Die Ergebnisgrößen umfassen (Vektoren von) Zielgrößenausprägungen [8], ihnen lassen sich aber auch vorgelagerte Größen zurechnen, deren Werte als Zwischenergebnisse interpretierbar sind [6, 9]. Auch bezüglich Ergebnisfunktionen können Sicherheits-, Risiko- und Ungewissheitssituationen unterschieden werden: Für eine Kombination aus Alternative und Umweltzustand ergeben sich nur bei einer Sicherheitssituation eindeutige Konsequenzen, bei Unsicherheitssituationen sind mehrere Ergebnisse möglich [6].

Falls nur eine auf einen Zeitpunkt bezogene Zielgröße in das Entscheidungsmodell eingeht und eine Sicherheitssituation vorliegt, kann unterstellt werden, dass der Nutzen für den Entscheidungsträger mit dem entsprechenden Ergebnis einer Alternative übereinstimmt oder sich direkt aus diesem ergibt. Zumeist bedürfen aber die aus spezifischen Aktionen bei bestimmten Umweltzuständen sowie ggf. zu verschiedenen Zeitpunkten resultierenden und mit einer Ergebnisfunktion ermittelten Ergebnisse einer Bewertung bezüglich der Präferenzen der Entscheidenden. Dabei wird für jede Alternative auf der Basis der Präferenzrelationen aus jedem Ergebnis – bzw. bei Unsicherheit aus jeder Konstellation möglicher Ergebnisse – ein Entscheidungs- bzw. Nutzenwert gebildet [6, 9]. Dazu können Nutzenfunktionen (bzw. Bewertungs-, Präferenzfunktionen) verwendet werden [6, 7]. Die Bildung von Nutzenwerten erfolgt entweder in einem Schritt oder in mehreren Stufen. Letzteres geschieht beispielsweise, indem zunächst die Höhen-, dann die Zeit-, die Art- und die (Un-)Sicherheitspräferenzrelation berücksichtigt werden. Abbildung 1 zeigt für den Fall endlicher Zahlen von Handlungsalternativen und Umweltzuständen das in Form einer sog. Entscheidungsmatrix darstellbare Zwischenergebnis einer derartigen sukzessiven Bewertung: „Vorläufige“ Nutzenwerte N_{ju} für jede Handlungsalternative A_j bei jedem Umweltzustand Z_u . Diese sind dann unter Einbeziehung der (Un-)Sicherheitspräferenzrelation in „endgültige“, für die letztendliche Entscheidung verwendbare Nutzenwerte zu transformieren.

| Umweltzustände | Z_1 | ... | Z_u | ... | Z_U |
|----------------|----------|-----|----------|-----|----------|
| Alternativen | | | | | |
| A_1 | N_{11} | ... | N_{1u} | ... | N_{1U} |
| \vdots | \vdots | | \vdots | | \vdots |
| A_j | N_{j1} | ... | N_{ju} | ... | N_{jU} |
| \vdots | \vdots | | \vdots | | \vdots |
| A_J | N_{J1} | ... | N_{Ju} | ... | N_{JU} |

Abb. 1: Struktur einer Entscheidungsmatrix (Quelle: in modifizierter Form übernommen von [7])

Die Situation, die in dem hier geschilderten Grundmodell

der Entscheidungstheorie unterstellt wird, ist in der Realität kaum anzutreffen. Es gilt im Gegensatz zu den Annahmen des Grundmodells in der Regel nicht, dass alle Alternativen, Umweltzustände und Informationsstände unbeflussbar vorgegeben und bekannt sind. Beispielsweise lässt sich der Informationsstand bezüglich der Umweltzustände und der Ergebnisfunktionen durch Informationsbeschaffungs- und -verarbeitungsaktivitäten zumeist verbessern; auch können solche Aktivitäten zur Entwicklung von Alternativen dienen. Zudem werden im Grundmodell die Besonderheiten des menschlichen Verhaltens bei der Entscheidungsfindung und die darauf einwirkenden Einflussfaktoren (z. B. Stress, Gruppenentscheidungen) nicht berücksichtigt. Das Grundmodell der Entscheidungstheorie stellt aber eine sehr gute gedankliche Grundlage allgemein für die Untersuchung von Entscheidungssituationen, die Konstruktion und Auswertung von Entscheidungsmodellen und die Ableitung von Handlungsempfehlungen sowie speziell für ein Vorgehensmodell zur Bewertung komplexer Sachverhalte wie der hier im Fokus stehenden Produkte und Prozessketten der hybriden Produktion dar.

3 Vorgehensmodell zur Bewertung von Produkt-Prozessketten-Kombinationen

3.1 Charakteristika und Gesamtstruktur

Das nachfolgend dargestellte Vorgehensmodell dient primär zur Strukturierung von Entscheidungsproblemen und den vielfältigen, auf diese gerichteten Aktivitäten zur Bewertung von Produkt-Prozessketten-Kombinationen. Neben eigenen Vorarbeiten ([10-14]) basiert es auf weiteren, unter anderem ingenieurwissenschaftlich geprägten methodischen Ansätzen, die eine Dekomposition des Entscheidungsproblems und die Strukturierung der Bewertungsaktivitäten im Rahmen der Produktentwicklung und/oder Prozesskettenbewertung umfassen. So wird in der VDI-Richtlinie 2221 [15] angeregt, bei der Entwicklung und Konstruktion von Produkten Aufgaben bzw. Gesamtprobleme in Teil- und Einzelaufgaben/-probleme zu zerlegen sowie die dafür ermittelten Einzellösungen über die Teillösungen zur Gesamtlösung zusammenzufügen. Aurich et al. [16] schlagen für die Abschätzung von Lebenszykluskosten für neuartige Fertigungsprozesse vor, ähnliche, bereits implementierte Prozesse zu identifizieren, diese für eine systematische Beschreibung und Analyse von Wechselwirkungen zwischen Ressourcen und Prozessmodulen in Teilprozesse zu zerlegen, die Prozesselemente mit denen des neuen Prozesses auf Vergleichbarkeit zu prüfen sowie hinsichtlich ihrer Kosten abzuschätzen und diese Informationen auf Basis eines Lebenszyklusmodells für den neuen Prozess strukturiert zu erfassen und im Überblick darzustellen. Der Ansatz von Müller [17] beruht auf der Definition hierarchischer Produktstrukturen und modularer Verfahrensketten. Über eine „Produkt-Primärverfahren-Matrix“ werden Produktelemente mit Verfahrenmodulen verknüpft, um Verfahrensketten zu generieren, die dann in einem iterativen Prozess bei zunehmendem Reifegrad der Ergebnisse wiederholt monetär und qualitativ bewertet werden, um so Verfahrensketten auszuwählen.¹

¹ Zu weiteren Ansätzen siehe bspw. [11, 13].

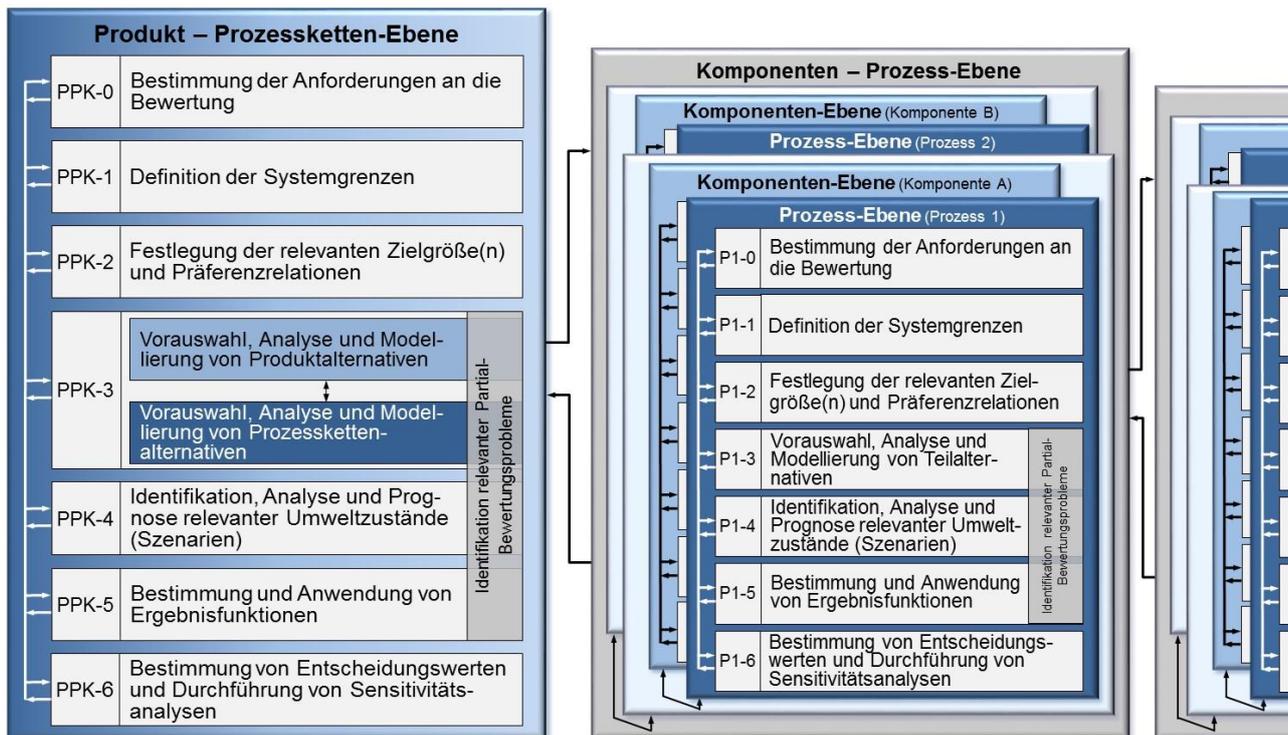


Abb. 2: Vorgehensmodell für die Produkt- und Prozesskettenbewertung (Quelle: basierend auf [10, 11, 14])

Für das hier präsentierte Vorgehensmodell (Abbildung 2) sind folgende Merkmale besonders prägend:

- Es ermöglicht die Evaluation von Bündeln produkt- und prozessbezogener Handlungsalternativen. Gerade im Kontext der hybriden Produktion sind Produkte und Fertigungsprozesse bzw. deren Ausgestaltungsvarianten oft eng miteinander verbunden. Um nun die Interdependenzen zwischen den Produkt- und Prozesseigenschaften berücksichtigen zu können, umfasst das Vorgehensmodell zwei alternativenbezogene (Sub-)Dimensionen: zum einen eine produktbezogene (mit Produkttechnologien, Produkten, deren Komponenten, Teilen etc.), zum anderen eine prozessbezogene (mit der Prozesskette, Prozessen, Subprozessen sowie Aktivitäten). Falls primär (lediglich) produkt- oder prozessbezogene Entscheidungen vorzubereiten sind, kann die jeweilige andere Dimension weitgehend ausgeblendet werden, z. B., indem eine Annahme über die Kosten von Fertigungsprozessen in die Produktbewertung oder aber die Merkmale herzustellender Produkte, Komponenten etc. als Randbedingungen in die Bewertung von Prozessen eingehen.
- Es besteht aus mehreren miteinander gekoppelten Ebenen. Um die Vielfalt möglicher Produkt- und Prozesskonfigurationen sowie Einflussgrößen systematisch und strukturiert handhaben zu können, wird vorgeschlagen, die Bewertungsaufgabe hierarchisch zu zerlegen. Dies ermöglicht es, auf untergeordneten Ebenen einzelne Bewertungsaktivitäten detailliert auszuführen (z. B. die Evaluierung hoch relevanter Produktkomponenten oder die Prognose dominierender Einflussgrößen wie der Produktionsmenge). Die gewonnenen Er-

kenntnisse werden dann auf den oberen und letztlich der obersten Ebene wieder zusammengeführt, um schlussendlich die Bewertung der Ausgangsalternativen vornehmen zu können.

- Die Festlegung der einzelnen Schritte der Bewertung auf den verschiedenen Ebenen des Vorgehensmodells folgt weitgehend der Unterscheidung der Elemente von Entscheidungsmodellen (siehe Abschnitt 2). Die Mehrzahl der Schritte bezieht sich auf eines dieser Elemente: Zielgrößen und Präferenzrelationen, Alternativen, Einflussgrößen bzw. Umweltzustände, Ergebnisfunktionen und deren Resultate. Auch für die Dekomposition des Bewertungsproblems wird eine Orientierung an diesen Elementen vorgeschlagen.

Abbildung 2 zeigt zum einen die oberste Ebene des Vorgehensmodells. Zum anderen ist angedeutet, wie eine alternativen- bzw. objektbezogene Aufgliederung der Bewertungsaufgabe erfolgen kann, bei der auf der zweiten Ebene Komponenten und Prozesse als Bestandteile von Produkten bzw. Prozessketten untersucht werden. Im Anschluss erfolgt eine Beschreibung der einzelnen Schritte der Bewertungsaufgaben.

3.2 Schritte

Die Beschreibung der Schritte bezieht sich explizit auf die oberste Ebene, trifft aber weitgehend auch für die auf untergeordneten Ebenen zu durchlaufenden Schritte zu. Zu Beginn sind die durch diese bzw. deren Ergebnis zu erfüllenden *Anforderungen* zu formulieren (PPK-0). Diese richten sich auf die Aussagekraft der Ergebnisse (Problemrelevanz, Genauigkeit, Fundiertheit etc.), die Transparenz und Nachvollziehbarkeit sowie den entstehenden Aufwand und hängen vom Zeitpunkt und Zweck der

Rechnung (unter anderem Planrechnung zur Entscheidungsvorbereitung oder Istrechnung zur Kontrolle und Bildung einer Wissensbasis) ab.

Danach müssen die *Systemgrenzen* bestimmt werden (PPK-1). Dies umfasst Festlegungen hinsichtlich verschiedener Dimensionen, die sich auf das Grundmodell der Entscheidungstheorie zurückführen lassen:

- Alternativen: Es ist zum einen das zu untersuchende Produktsystem abzugrenzen, z. B., indem festgelegt wird, dass ein hybrides, aus Stahl und Kunststoff bestehendes Produkt mit spezifischen (alternativen) Merkmalen bewertet werden soll. Zum anderen ist bezüglich der Prozesse zu bestimmen, über welchen Ausschnitt einer Wertschöpfungskette Handlungsalternativen (z. B. eine hybride Prozesskette und eine konventionelle oder verschiedene Konfigurationen von Prozessketten der Fertigung eines hybriden Produktes) definiert und bewertet werden sollen.
- Umweltzustände: Es ist (grob) festzulegen, welche (technologischen, rechtlichen, ökologischen, sozialen, wirtschaftlichen) Einflussfaktorenbereiche in die Bewertung einbezogen werden sollen.
- Ergebnisse: Auch vor dem Hintergrund der verfolgten Ziele ist der Bereich der zu untersuchenden Wirkungen der Produkt- und Prozessalternativen abzugrenzen, indem unter anderem die Frage beantwortet wird, inwiefern die Wirkungen in vor- oder nachgelagerten Lebenszyklusphasen (explizit) einbezogen werden (da die Ziele erst im nächsten Schritt bestimmt werden, zeigt sich die Notwendigkeit von Rückkopplungen).
- Zeit: Schließlich ist auch der Zeitraum, der der Bewertung zugrunde gelegt wird, zu definieren.

Als Basis für die Bestimmung der Systemgrenzen und gedankliches Bindeglied zwischen den einzelnen Dimensionen erscheinen Lebenszyklusmodelle prädestiniert – in ihnen lassen sich die Alternativen und Wirkungsfelder verorten, zudem bilden sie ein Gerüst für die Festlegung relevanter Zeiträume.

Der zweite Schritt ist auf die *Zielgrößen* und *Präferenzrelationen* gerichtet (PPK-2). In ihm müssen die relevanten technischen, ökonomischen, ökologischen und/oder sozialen Zielgrößen identifiziert und eindeutig definiert werden. Des Weiteren sind die erforderlichen Präferenzrelationen festzulegen, z. B., indem eine Gewichtung der verschiedenen Zielgrößen hinsichtlich ihrer Bedeutung erfolgt.

Im dritten Schritt werden die *Alternativen* adressiert (PPK-3). Das bedeutet, dass die produktbezogenen (Produkt, Komponente, Teil, Werkstoff, etc.) und/oder die prozessbezogenen Objekte (Prozesskette, Prozess, Subprozess und Aktivität) sowie die diesbezüglichen Entscheidungsalternativen (Produkt- und Prozesstechnologien, Produktarten/-varianten, Fertigungsmethoden, genutzte Betriebsmittel etc.) vorausgewählt, analysiert und modelliert werden. Dies umfasst auch die Prüfung der Passfähigkeit der verschiedenen objektbezogenen Alternativen, z. B. der verschiedenartigen Komponenten eines hybriden Produktes oder der Konfigurationen unterschiedlicher Prozesse in einer Prozesskette. Falls hoch

relevante Teilalternativen existieren, kann es sich als sinnvoll erweisen, diese auf einer untergeordneten Ebene tiefergehend zu analysieren und zu bewerten.

Im vierten Schritt sind die bewertungsrelevanten Umweltfaktoren zu identifizieren und zu analysieren sowie deren (erwartete) Ausprägungen zu erfassen bzw. zu prognostizieren und damit – in der Sprache der Entscheidungstheorie – *Umweltzustände* zu bestimmen (PPK-4). Dabei wird die „Umwelt“ als Umsystem des zu bewertenden Objekt(-system-)s gesehen. Demgemäß umfassen die Umweltfaktoren sowohl unternehmensexterne Größen (wie Marktpreise, Nachfrage) als auch unternehmensinterne Faktoren (wie die vorhandenen Anlagen und Maschinen, Kapazitäten, die erwarteten Produktionsmengen). Für Gruppen dieser Faktoren sollten – ggf. auch alternative – Szenarien (als potentielle Zukunftsbilder und/oder zukünftige Entwicklungsverläufe) mit bestimmten Annahmen zu den zukünftigen Ausprägungen der Faktoren gebildet werden.

Der fünfte Schritt umfasst die Bestimmung und Anwendung von *Ergebnisfunktionen*, die die Beziehungen zwischen den Merkmalen der Alternativen, den Ausprägungen der Umweltfaktoren und der(n) Zielgröße(n) sowie diesen vorgelagerten anderen Ergebnisgrößen abbilden (PPK-5). Viele hybride Produkte und vor allem Prozesse haben innovativen Charakter. Es kann dann nur auf grundlegende Erkenntnisse zu naturwissenschaftlichen, mathematischen, technischen, wirtschaftlichen und sozialen Zusammenhängen sowie solche über das Verhalten ähnlicher existierender Produkte und Prozesse zurückgegriffen werden. Dieser Schritt stellt demgemäß eine besondere Herausforderung dar.

Im sechsten und letzten Schritt werden *Entscheidungswerte* (bzw. Nutzenwerte) bestimmt [6, 9] (PPK-6). Diese spiegeln die Güte der untersuchten Alternativen wider und bilden die primäre Grundlage der Entscheidungsfindung. Wie in Abschnitt 2 erwähnt, kann der Entscheidungswert im Fall von einer Zielgröße und Sicherheit mit der entsprechenden Ergebnisgröße übereinstimmen. Falls mehr als eine Zielgröße existiert, Unsicherheit besteht und/oder Zielwerte verschiedener Zeitpunkte vorliegen, müssen Entscheidungswerte unter Beachtung von Präferenzrelationen mittels Verfahren der multikriteriellen Entscheidungsfindung und/oder Methoden zur Entscheidungsvorbereitung unter Unsicherheit bestimmt werden. In jedem Fall sind die Entscheidungswerte und die Bewertungsergebnisse insgesamt angesichts der hohen Komplexität, der begrenzten Verfügbarkeit von Daten und der damit verbundenen Unsicherheit vorsichtig zu interpretieren und kritisch zu reflektieren. Daher bietet es sich auch an, *Sensitivitätsanalysen* durchzuführen, um zu zeigen, wie sich Abweichungen von den erwarteten Ausprägungen der Einflussgrößen auf die Zielgrößen auswirken, und/oder kritische Werte für die Einflussgrößen zu bestimmen.

Die einzelnen Schritte sind auf jeder Ebene des Vorgehensmodells durch Informationsflüsse bzw. Vor- und Rückkopplungsschleifen miteinander verbunden. Die Ergebnisse einzelner Schritte sind Input nachfolgender Schritte, können aber auch für vorgelagerte relevant sein und deren Wiederaufnahme auslösen. Ähnlich sind auch die einzelnen Schritte verschiedener Bewertungsebenen und Dimensionen (der produkt- bzw. prozessbezogenen) durch Informationsflüsse miteinander verknüpft.

3.3 Hierarchische Strukturierung von Bewertungsaufgaben

Wie erwähnt, stellen die hierarchische Zerlegung der Bewertungsaufgaben und die damit verbundene Bildung von Submodellen eines der Merkmale des Vorgehensmodells dar. Die damit verbundenen methodischen Fragen sollen nachfolgend erörtert werden.

Die erste Frage richtet sich auf das *Ausmaß der Dekomposition*, das durch die Zahl der Ebenen und zusätzlich durch die Zahl der Submodelle je Ebene bestimmt wird. Zwar wird hier grundsätzlich für eine Dekomposition plädiert, diese kann jedoch unterschiedlich intensiv geschehen, indem z. B. bei Relevanz mehrerer Ziele die zielgrößen-spezifischen Daten bzw. Ergebnisfunktionen in einem Bewertungsvorgang zusammengetragen bzw. gebildet werden oder aber eine Aufgliederung erfolgt.

Zum „optimalen“ Ausmaß der Dekomposition sind lediglich Tendenzsagen möglich, die sich auf die Vor- und Nachteile einer Simultanplanung bzw. Sukzessivplanung zurückführen lassen [18]. Dies kann damit begründet werden, dass ein völliger Verzicht auf Zerlegung die Bildung eines Totalmodells impliziert und inhaltlich mit einer Simultanplanung korrespondiert (ein Unterschied besteht dahingehend, dass hier kein vollständiger Planungsprozess betrachtet, sondern die Bewertung fokussiert wird). Durch die Dekomposition kommt es zu einer Sukzessivplanung – die Intensität der Dekomposition bestimmt, in welchem Ausmaß sukzessiv geplant wird. Der Vorteil der Sukzessivplanung besteht darin, dass die Komplexität der in den einzelnen Schritten vorzunehmenden Tätigkeiten reduziert wird. Dies ermöglicht intensivere Detailanalysen und -prognosen bis hin zum Einsatz von Optimierungsmodellen (z. B. zur Feineinstellung von Prozessparametern [19]), und es kann die Transparenz erhöhen. Der Nachteil ist, dass aus der Dekomposition bzw. Sukzessivplanung Schnittstellen resultieren. Zwischen den bei den entstehenden Partial-Bewertungsaufgaben zu untersuchenden Sachverhalten werden ein- oder wechselseitige Beziehungen vorliegen, und es besteht die Gefahr, dass diese nicht angemessen berücksichtigt werden. Wie groß diese Gefahr ist, hängt unter anderem davon ab, ob dieselben oder unterschiedliche Personen und Institutionen die Bewertungsaufgaben übernehmen.

Eine zweite Frage bezieht sich auf die *Ansatzpunkte der Zerlegung*: Grundsätzlich korrespondieren diese mit den Elementen des Grundmodells der Entscheidungstheorie – eine Zerlegung der Bewertungsaufgaben ist möglich hinsichtlich der Alternativen, Umweltzustände (Einflussfaktoren), Ergebnisfunktionen, Zielgrößen und zusätzlich der Zeit.

Die Zerlegung nach *Alternativen* (bzw. den zu gestaltenden und als Basis einer gezielten Gestaltung zu bewertenden Objekten) ist bereits in Abbildung 2 mit der Einführung einer produkt- und einer prozessbezogenen Dimension berücksichtigt worden. Unterhalb der Ebene der Komponenten bzw. Prozesse könnten in weiteren Subebenen beispielsweise Teile und Werkstoffe bzw. Subprozesse und Aktivitäten abgebildet werden. Die Strukturierung sollte sich an den für das jeweilige Objekt existierenden bzw. relevanten Strukturierungsformen orientieren. Eine Hilfestellung hierfür bieten generische Produkt- und Prozessmodelle (siehe [14]). Falls für ein

Produkt oder eine Prozesskette mehrere Strukturierungsdimensionen existieren, ist auch eine mehrdimensionale Zerlegung der Bewertungsaufgabe denkbar, so kann bei Produkten sowohl eine Funktionsstruktur als auch eine Baustruktur gebildet werden (zu einer mehrdimensionalen Strukturierung bei Fabrikssystemen siehe [20]). Zu einer mehrdimensionalen Zerlegung führt des Weiteren auch die Einbeziehung anderer Objekte, bei denen relevante Wahlmöglichkeiten bestehen (z. B. Betriebsmittel). Dies kann der Gewinnung von Erkenntnissen zur Ausgestaltung von Teilsystemen sowie der Konkretisierung und Plausibilisierung der Bewertung dienen. Auf den alternativenbezogen gebildeten untergeordneten Ebenen dürften häufig die meisten der in Abschnitt 3.2 beschriebenen Schritte zu durchlaufen sein. Eine Entscheidungsfindung und damit das Verwerfen der nicht ausgewählten Alternativen sind aber nur dann ohne Weiteres möglich, wenn diese ohne Einbeziehung anderer Komponenten und Prozesse vergleichbar sind. Anderenfalls muss der Vergleich auf einer höheren Ebene erfolgen, wodurch die Anzahl der dort zu bewertenden Objekte vergrößert wird.

Die gesonderte Bildung von Submodellen für *Umweltzustände* bzw. Einflussfaktoren ist besonders dann ange raten, wenn komplexe und/oder hoch relevante interne oder externe Einflussfaktoren(-bereiche) existieren. So sind für die Wirtschaftlichkeit innovativer Prozessketten die zukünftigen Produktionsmengen eine entscheidende Einflussgröße. Indem (ggf. alternative) Produktionsszenarien konstruiert werden, die diese und andere Einflussgrößen „prognostizieren“, wird eine fundierte Basis für die Bewertung geschaffen [13]. Hier ist auf der untergeordneten Ebene nur eine Teilmenge der Schritte auszuführen. So reichen ggf. eine Reflexion und Konkretisierung der Anforderungen an die Teilaufgabe sowie der Systemgrenzen und die Durchführung der eigentlichen Analyse- und Prognoseaktivitäten aus.

Die Formulierung spezifischer *Ergebnisfunktionen* für komplexe und/oder hoch relevante Sachverhalte kann grundsätzlich ebenfalls Anlass für die Bildung von Submodellen sein. Als Beispiele seien die Definition von Beanspruchungs- und Bemessungsgleichungen im Rahmen der konstruktionsbegleitenden Kalkulation [21] und die Erstellung von Umweltbilanzen [22] genannt. Allerdings ergeben sich hier Überlappungen mit den anderen Strukturierungsformen, da sich Ergebnisfunktionen immer auf bestimmte Alternativen (Objekte) sowie Umweltzustände beziehen und die Ergebnisse zudem die Basis der Erreichung spezifischer Ziele bilden.

Vor allem wenn sehr verschiedenartige *Zielgrößen* in die Bewertungen einbezogen werden sollen, bietet sich eine Differenzierung nach diesen an. Ein Beispiel ist die (lebenszyklusbezogene) Bewertung von Produktsystemen hinsichtlich ökologischer (Life Cycle Assessment) und ökonomischer Ziele (Life Cycle Costing). In diesem Fall können die für beide Bewertungen relevanten Aktivitäten (Modellierung der Alternative, Bestimmung von Mengendaten) in einem übergeordneten Modell durchgeführt werden, um dann in untergeordneten Modellen die zielgrößen-spezifischen Daten zu ermitteln, Ergebnisfunktionen zu formulieren und Bewertungen vorzunehmen. Eine sämtliche Ziele einbeziehende Gesamtbewertung würde wiederum auf der obersten Ebene erfolgen [23, 24]. Ähnlich lassen sich im Rahmen von MERGE bei der

Bewertung innovativer Prozessketten zugleich energetische, ökonomische sowie auf die Robustheit und Serienreife bezogene Ziele berücksichtigen, die jeweils spezifische Bewertungsaktivitäten erfordern.

Schließlich ist auch eine *zeitbezogene* Untergliederung denkbar. Diese kann sich unter anderem auf die verschiedenen Lebenszyklusphasen von Produkten und/oder Prozessketten sowie die Perioden des Gesamtbeurteilungszeitraums beziehen [14, 23, 24].

Drittens stellt sich die Frage nach dem *Vorgehen bei der Zerlegung*: Wovon sollte es abhängig gemacht werden, welche der zuvor beschriebenen grundsätzlichen Ansatzpunkte in einem konkreten Anwendungsfall zur Dekomposition genutzt werden? Auch hierzu lassen sich lediglich Tendenzaussagen bzw. heuristische Regeln angeben (die grundsätzlich denkbare Konstruktion und Auswertung eines übergeordneten Entscheidungsmodells zur Ausgestaltung der Dekomposition erscheint nicht praktikabel). So kann das Vorgehen von der Relevanz des jeweiligen Modellelements (z. B. einer Produktkomponente, eines Prozesses oder einer Zielgröße) und der Anzahl der jeweiligen Subelemente (Gibt es wenige, fest definierte Alternativen oder eine Vielzahl von noch nicht endgültig bestimmten Handlungsmöglichkeiten? Sind große Umweltbereiche mit vielen Einflussfaktoren relevant oder eher kleine mit wenigen?) abhängig gemacht werden. Eine hohe Relevanz und Anzahl von Subelementen sprechen jeweils für eine Differenzierung. Gegenätzlich wirkt ein hohes Ausmaß an Interdependenzen. Falls von mehreren der angesprochenen Ansatzpunkte ausgehend Dekompositionen erfolgen, kann auch die Reihenfolge der Zerlegung an den genannten Kriterien ausgerichtet werden.

3.4 Instrumente

Im Rahmen des Vorgehensmodells lässt sich eine Vielzahl von Instrumenten zur Durchführung der einzelnen Bewertungsschritte nutzen, so dass hier – ohne Anspruch auf Vollständigkeit und nicht frei von Überschneidungen – ein entsprechender Überblick vermittelt wird. Generell sind Instrumente nach verschiedenen Kriterien strukturierbar (z. B. nach ihrer primären Aufgabe in solche zur Beschreibung und Bilanzierung, Analyse und Prognose, Bewertung sowie zu Design und Implementierung). Hier soll die Strukturierung zum einen anhand der Schritte (eines Bewertungsablaufs) des Vorgehensmodells erfolgen, in denen die Instrumente jeweils nutzbar sind. Zum anderen wird nach der jeweiligen Nachhaltigkeitsdimension (ergänzt um die technologische Dimension) untergliedert. Dies liegt darin begründet, dass im Hinblick auf die damit verbundenen Spezifika die größten methodischen Besonderheiten bestehen dürften (eine feinere Strukturierung wäre auch hinsichtlich der für produkt- bzw. prozessbezogene Bewertungen nutzbaren Instrumente möglich, darauf wird hier aber angesichts des begrenzten Rahmens nicht eingegangen). Abbildung 3 zeigt die entsprechende Strukturierung einsetzbarer Instrumente.

Die *Bestimmung von Anforderungen an die Bewertung* lässt sich durch Ansätze der Anforderungsanalyse bzw. des Anforderungsmanagements unterstützen. Diese umfassen bestimmte Schrittfolgen bzw. Vorgehensmodelle und Befragungstechniken [25, 26].

Für die *Definition der Systemgrenzen* sind Techniken der Systemanalyse nutzbar. Mit ihnen können unter anderem Aussagen über die Relevanz von potentiellen Elementen des zu bewertenden Systems gewonnen werden, um auf deren Basis Entscheidungen über die (Nicht-)Aufnahme der Elemente in das System und damit die Systemgrenzen zu treffen. Des Weiteren bilden generische Produkt- und Prozessmodelle eine Basis auch für die Festlegung der Systemgrenzen. Bezogen auf die inhaltlichen wie zeitlichen Systemgrenzen sind Lebenszyklusmodelle einsetzbar, da sie die im Zeitablauf mit einem Produkt- oder Prozesssystem verbundenen Aktivitäten und Konsequenzen strukturieren und einen Rahmen für diese abstecken.

Zur *Festlegung der Zielgrößen und Präferenzrelationen* kann auf Verfahrenselemente von Mehrzielverfahren wie Nutzwertanalyse, Analytischer-Hierarchie-Prozess, Multi-Attributive-Nutzentheorie oder PROMETHEE zurückgegriffen werden, die die Bestimmung der Art- und Höhenpräferenzrelation unterstützen [5]. Bezüglich der Unsicherheitspräferenzrelation ist auf Ansätze der Entscheidungstheorie, hinsichtlich der Zeitpräferenzrelation ebenfalls auf diese und zusätzlich auf die Investitionstheorie bzw. Methoden der Investitionsrechnung zu verweisen. Speziell zur Bildung produktbezogener Anforderungen sind die erwähnten Ansätze des Anforderungsmanagements nutzbar.

Für die *Vorauswahl, Analyse und Modellierung von Produkt- und Prozesskettenalternativen* lassen sich diverse Instrumente einsetzen. So können zur Vorauswahl einfache Entwurfsregeln, Gut-Schlecht-Beispiele oder aus der bzw. den Zielgröße(n) abgeleitete Kriterien genutzt werden, um mittels einer „verkürzten“ Bewertung die Zahl differenziert zu bewertender Alternativen einzugrenzen. Des Weiteren können generische Produkt- und Prozessmodelle, die die idealtypische Struktur bestimmter Typen von Produkten oder Prozessketten mit den jeweiligen Produkt- bzw. Prozesskettenelementen beschreiben, die Basis der in diesem Schritt erfolgenden objektspezifischen Modellierung und Analyse bilden. Beispiele hierfür sind für Produkte Modelle für Funktions- und Baustrukturen [27-29], für Prozessketten das SCOR-Modell [30] und lebenszyklusorientierte Prozessmodelle [14]. Für die objektspezifische Modellierung lassen sich (auch IT-gestützte) produkt- und prozess- bzw. stoffstrombezogene Modellierungstechniken (z. B. die Bildung von Input-Throughput-Output-Modellen (ITO-Modellen)) [31] nutzen. Methoden wie die Fluss- oder Prozesskostenrechnung enthalten ebenfalls Vorschläge zur Modellierung von Prozessketten (Bildung von Flussstrukturmodellen bzw. Activity Centern). Für die Analyse von Produktmodellen können die Fehler-Möglichkeiten- und Einflussanalyse (FMEA), die Finite-Elemente-Methode (FEM) oder die Wertanalyse verwendet werden [25]. Prozesse lassen sich auch mit der Stoffstromanalyse [32] untersuchen.

Zur *Identifikation, Analyse und Prognose von Umweltzuständen* sollte das Spektrum verfügbarer unternehmensinterner wie -externer Informationsquellen effektiv und effizient ausgenutzt werden. Dies umfasst bezogen auf interne Faktoren existierende Absatz-, Produktions- und Beschaffungspläne, die Betriebsdatenerfassung sowie die zu Anlagen und deren Leistungs- und Verbrauchsdaten verfügbare Datenbasis ebenso wie das

| Zielgrößen | Technische | Ökonomische | Ökologische | Soziale |
|--|--|--|---|--|
| Schritte | | | | |
| Bestimmung der Anforderungen an die Bewertung | <ul style="list-style-type: none"> • Ansätze der Anforderungsanalyse bzw. des Anforderungsmanagements | | | |
| Definition der Systemgrenzen | <ul style="list-style-type: none"> • Systemanalyse • Generische Produkt- und Prozessmodelle • Lebenszyklusmodelle | | | |
| Festlegung der relevanten Zielgröße(n) und Präferenzrelationen | <ul style="list-style-type: none"> • Mehrzielverfahren • Entscheidungstheorie • Investitionstheorie/-rechnung • Ansätze der Anforderungsanalyse bzw. des Anforderungsmanagements | | | |
| Vorauswahl, Analyse und Modellierung von Produkt- und Prozesskettenalternativen | <ul style="list-style-type: none"> • Entwurfsregeln • Gut-Schlecht-Beispiele • Generische Produkt- und Prozessmodelle • Produkt- und prozessbezogene Modellierungstechniken (z. B. ITO-Modelle) • Fluss- und Prozesskostenrechnung • Produkt- und prozessbezogene Analyseinstrumente (wie FMEA, FEM, Wertanalyse, SCOR, Stoffstromanalyse) | | | |
| Identifikation, Analyse und Prognose relevanter Umweltzustände (Szenarien) | <ul style="list-style-type: none"> • Planungs-, Kontroll- und Informationssystem (u. a. Betriebsdatenerfassung und Kostenrechnung) • Systemanalysetechniken • Analytische und intuitive Prognoseverfahren, insb. Szenario-Technik | | | |
| Bestimmung und Anwendung von Ergebnisfunktionen | <ul style="list-style-type: none"> • Empirische Untersuchungen (Messungen, statistische Analysen) • Produktionstheoretische Ansätze inkl. Produktionsfunktionen • ITO-Modelle • Ansätze der Stoffstrommodellierung • Simulationen • Mathematische Optimierungsmodelle | | | |
| | <ul style="list-style-type: none"> • Beanspruchungsgleichungen • Expertenurteile • Checklisten • Nutzwertanalyse | <ul style="list-style-type: none"> • Traditionelle Kostenrechnung • Flusskostenrechnung • Dynamische Investitionsrechnung | <ul style="list-style-type: none"> • Umweltbilanzierung (u. a. Kumulierter Energieaufwand, Carbon Footprint) | <ul style="list-style-type: none"> • Social (Life Cycle) Assessment • Arbeitswissenschaftliche Methoden • Instrumente des Human Resource Management |
| Bestimmung von Entscheidungswerten und Durchführung von Sensitivitätsanalysen | <ul style="list-style-type: none"> • Entwicklungsbegleitende Kalkulation • Entscheidungstheoretische Regeln und Methoden • Mehrzielverfahren • Ingenieurwissenschaftlich geprägte Performanceanalysen/-indikatoren • Dynamische Investitionsrechnung • Instrumente der Sensitivitätsanalyse | | | |

Abb. 3: Instrumente zur Analyse und Bewertung von Produkt-Prozessketten-Kombinationen

Kostenrechnungssystem (als Teile des Planungs-, Kontroll- und Informationssystems). Zur Herausarbeitung der Systemeigenschaften lassen sich die angesprochenen Systemanalysetechniken nutzen. Für die Prognose unternehmensexterner wie -interner Einflussfaktoren ist grundsätzlich die gesamte Bandbreite existierender analytischer und intuitiver Prognoseverfahren einsetzbar. Besonders nützlich erscheint gerade mit Blick auf externe Einflussgrößen der Einsatz der Szenario-Technik, da sie sowohl die konsistente Einbeziehung verschiedener Einflussfaktoren als auch die Berücksichtigung mehrerer potentieller Entwicklungen vorsieht [33].

Da insbesondere aufgrund der verschiedenen Perspektiven der Nachhaltigkeit verschiedenartige Zielgrößen verfolgt werden und damit auch unterschiedliche Ergebnisfunktionen relevant sind, ist wenig verwunderlich, dass zur *Bestimmung und Anwendung von Ergebnisfunktionen* in verschiedenen Disziplinen entwickelte und dementsprechend unterschiedlich ausgerichtete Instrumente verfügbar sind:

- Vor allem aus *technischem Blickwinkel* sind auf Basis naturwissenschaftlicher und mathematischer Gesetzmäßigkeiten und Erkenntnisse die Arten, Eigenschaften und Mengen der in ein Produkt- oder Prozesssystem eingehenden und daraus hervorgehenden Güter zu bestimmen. Dazu lassen sich empirische Untersuchungen (Messungen, statistische Analysen), produktionstheoretische Ansätze einschließlich Produktionsfunk-

tionen sowie ITO-Modelle, Stoffstrommodellierungen, Simulationen und mathematische Optimierungsmodelle [19] verwenden, indem mit ihnen Zusammenhänge zwischen den Eigenschaften von Produkten und ihren Bestandteilen bzw. Prozessketten, den für diese eingesetzten Inputfaktoren sowie relevanten Einflussgrößen identifiziert, beschrieben und ausgewertet werden.

- Für die Bestimmung der Ausprägungen produkt- und prozessbezogener *technischer Zielgrößen* hinsichtlich Art und Ausmaß sind neben den zuvor genannten Instrumenten auch Beanspruchungsgleichungen [21], Expertenurteile sowie Checklisten und Nutzwertanalysen nutzbar. Dies umfasst auch die Ermittlung des Erfüllungsgrads qualitativ formulierter Ziele wie "montagegerecht" bzw. "recyclinggerecht" [25].
- Bei einem *ökonomischen Fokus* sind Verfahren der traditionellen Kostenrechnung (wie die Bezugsgrößenkalkulation) und die Flusskostenrechnung anwendbar, um Output- und Verbrauchsmengen zu ermitteln und durch deren Bewertung Kosten sowie ggf. auch Erlöse zu bestimmen [11, 34, 35]. Zur Bestimmung der ökonomisch relevanten Zielgrößen können wiederum Verfahren der (Fluss-)Kostenrechnung (bei eher kurzfristigem Betrachtungszeitraum und den dann häufig maßgeblichen Zielgrößen Kosten bzw. Gewinn) oder solche der dynamischen Investitionsrechnung

bzw. des Life Cycle Costing wie die Kapitalwertmethode (bei eher langfristigem bzw. lebenszyklusbezogenem Untersuchungszeitraum und einer entsprechenden Zielgröße wie dem Kapitalwert) genutzt werden [5, 14].

- An der Schnittstelle zwischen *Ingenieur- und Wirtschaftswissenschaften* entwickelte Verfahren der entwicklungsbegleitenden Kalkulation sind speziell zur Ermittlung der zu erwartenden Faktorverbräuche und Kosten innovativer Produkte und Prozesse einsetzbar [17, 21, 36].
- *Ökologisch ausgerichtete Methoden* der Umweltbilanzierung lassen sich zur Erstellung von Sachbilanzen und zur Abschätzung und Bewertung der Wirkungen von Produkt- oder Prozesssystemen auf die Umwelt einschließlich der Berechnung ökologischer Zielgrößen wie Carbon Footprint, Kumulierter Energieaufwand, Materialinput oder Eco-Indicator 99 verwenden [22, 37, 38].
- Der Analyse und Bewertung *sozialer Zielgrößen* wie Lebensqualität, Wohlstand, Gesundheit, Freiheit und soziale Sicherheit dienen unter anderem Methoden wie Social/Health Impact Assessment, Social Footprint und Social Accountability Standard, die unter den Begriff des Social (Life Cycle) Assessment subsumiert werden können [39]. Weiterhin stehen Methoden aus den Bereichen der Arbeitswissenschaften (z. B. zur Ermittlung von Grenzwerten für gefährliche Arbeitsstoffe [40]) und des Human Resource Managements (z. B. zur Abschätzung des personalbezogenen Leistungsniveaus [41]) zur Verfügung.

Eine gewisse Besonderheit besteht hier darin, dass Ansätze verschiedener Disziplinen zur Bestimmung der Input- und Outputmengen (und -eigenschaften) nutzbar sind, so dass sich an dieser Stelle – vor der Ableitung perspektivenspezifischer relevanter Ergebnisse – eine Integration der Ansätze anbietet.

Die im letzten Schritt erfolgende Ermittlung und Analyse von *Entscheidungswerten* lässt sich mittels entscheidungstheoretischer Regeln und Methoden, den damit verbundenen Mehrzielverfahren, ingenieurwissenschaftlich geprägten Performanceanalysen/-indikatoren [38, 42] sowie der dynamischen Investitionsrechnung (zur zeitlichen Aggregation) unterstützen. Generell anwendbar ist zudem das für *Sensitivitätsanalysen* entwickelte Instrumentarium [5].

4 Anwendungsbeispiel: Herstellung eines Hybridbauteils

Das in Abschnitt 3 vorgestellte Vorgehensmodell soll nun anhand einer Fertigungsaufgabe, die Gegenstand der Forschungsarbeiten von MERGE ist, veranschaulicht werden. Im Fokus steht dabei die Bewertung von alternative(n) Prozessketten der Fertigung eines Hybridbauteils

aus Metall sowie Kunststoff und somit die prozessbezogene Dimension des Modells.

Die Herstellung von Hybridbauteilen erfolgt im Ausgangsfall in zwei Prozessen – in dem hier vorgestellten Anwendungsbeispiel mittels Tiefziehen und Spritzgießen. Das im ersten Prozess tiefgezogene Blechbauteil wird im zweiten Prozess durch das Anspritzen mit Kunststoff versteift – es entsteht ein Hybridbauteil. Entsprechend der Zielstellung des Exzellenzclusters MERGE sind diese beiden, bisher separat ausgeführten materialspezifischen Prozesse so zu verbinden, dass eine serienfertigungstaugliche Prozesskette („MERGE-Prozesskette“) entsteht, die eine Verringerung der Anzahl von Prozessschritten (inkl. solcher des Handling) und die Einsparung von Ressourcen (wie Energie, Material) ermöglicht. Einen Weg, die verfahrensspezifischen Prozesse in der Prozesskette der Herstellung des Hybridbauteils zu kombinieren, stellt die Integration des Spritzgießprozesses in den Umformprozess unter Nutzung eines integrierten „Tiefzieh-Spritzgieß-Werkzeugs“ dar (Abbildung 4).²

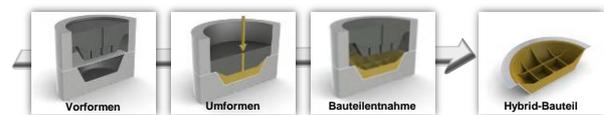


Abb. 4: Prozesskette zur Herstellung eines Hybridbauteils (Quelle: leicht modifiziert übernommen von [43])

Aus der in MERGE verfolgten generellen Zielstellung der Ressourceneinsparung werden die spezifischen Zieldimensionen Energieeffizienz, Wirtschaftlichkeit, Robustheit und Serienreife von innovativen Prozessketten abgeleitet (siehe auch [44]). Im Rahmen der Nutzung des Vorgehensmodells zur Bewertung alternativer Ausgestaltungsformen der neuartigen Prozesskette und ihres Vergleichs mit der Ausgangsprozesskette sind daher bei der *Bestimmung von Anforderungen an die Bewertung* (PPK-0) die in Abschnitt 3 erwähnten allgemeinen Ansprüche so zu konkretisieren, dass diese Zielgrößen der Bewertung zugrunde gelegt werden. Um den Aufwand der Bewertung in einem vertretbaren Rahmen zu halten, sollen weiterhin Schnittstellen zwischen den verschiedenen Zieldimensionen identifiziert und darauf basierend die Konsistenz sowie die effiziente Verwendung mehrfach benötigter Daten erreicht werden. Außerdem ist die Vergleichbarkeit der Resultate zu wahren, indem alle Alternativen anhand derselben Zielgrößen, innerhalb derselben Systemgrenzen und unter denselben Annahmen für die Umweltzustände bewertet werden.

Zur *Definition der Systemgrenzen* (PPK-1) ist hinsichtlich deren *alternativenbezogener Dimension* herauszustellen, dass für das Hybridbauteil die Existenz konkreter Produktanforderungen (Mindestwerte bzw. Toleranzbereiche), die erfüllt werden müssen, unterstellt wird. *Produktalternativen* sind demnach nicht explizit zu bewerten und auszuwählen. Die für die verschiedenen Möglichkeiten zur Verbindung der *Prozesse* zur Herstellung des Hybridbauteils bestehenden Systemgrenzen sind in Abbildung 5 dargestellt. Das System wird durch Handlungsschritte begrenzt: das Einlegen der Metallplatte in das

² Unter Bezugnahme auf die Definition einer hybriden Maschine – „als eine Integration von verschiedenen Fertigungsverfahren in einer Maschine“ ([3], S. 470) – könnte hier von einem hybriden Werkzeug gesprochen werden. Somit wären nicht nur

das Metall-Kunststoff-Bauteil und der Prozess „hybrid“, sondern auch das zur Fertigung eingesetzte Werkzeug.

Werkzeug („vordere“ Systemgrenze) und die Entnahme des Hybridbauteils („hintere“ Grenze).

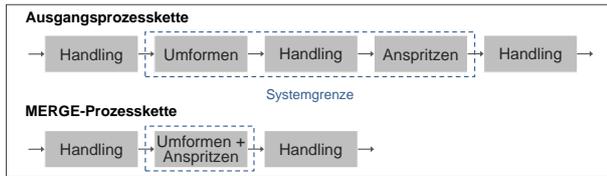


Abb. 5: Alternativenbezogene Systemgrenze der Prozesskette

Die *umweltbezogenen Systemgrenzen* sind so festzulegen, dass die bei der Bewertung zu beachtenden Einflussfaktoren wie Produktionsmengen und Faktorpreise mit hinreichender Aussagekraft identifiziert, analysiert und prognostiziert werden können. Analoges gilt für die *wirkungs- bzw. ergebnisbezogenen Systemgrenzen*. Hierzu stellt sich unter anderem die Frage, ob die Integration des Spritzgieß- in den Umformprozess zu anderen Eigenschaftsausprägungen des Hybridbauteils (in den Toleranzbereichen bzw. oberhalb der Mindest-Produktanforderungen) als die Ausgangsprozesskette führt und daraus unterschiedliche Wirkungen auf die Weiterverarbeitung, Nutzung und/oder auch Nachnutzung des Hybridbauteils resultieren, die bei der Entscheidung zu berücksichtigen sind und daher eine entsprechend weite Systemgrenze erfordern. Ähnlich sind die Effekte auf Prozesse, die der alternativenbezogenen Systemgrenze vorgelagert sind, zu behandeln.

Die *zeitliche Systemgrenze* kann von der Relevanz kurz-, mittel- und langfristiger Effekte abhängig gemacht werden. Sofern lediglich die In- und Outputs der laufenden Produktionsvorgänge als relevant erachtet werden, kann eine Beschränkung auf einen kurzen Betrachtungszeitraum sinnvoll sein. Da aber der integrierte Prozess eines geeigneten Tiefzieh-Spritzgieß-Werkzeuges und unter Umständen zusätzlicher Anlagen wie Spritzgießaggregaten bedarf und somit Investitionen erfordert, sollte zur Beurteilung seiner Vorteilhaftigkeit ein langfristiger, mehrperiodiger Zeitraum betrachtet bzw. eine lebenszyklusbezogene Bewertung vorgenommen werden. Ein weiteres Argument hierfür sind die ggf. unterschiedlichen Wirkungen der Prozesskette auf die Weiterverarbeitungs-, Nutzungs- und/oder Nachnutzungsphase des Hybridbauteils.

Auf Grundlage der Ergebnisse des Schrittes PPK-1 werden die *Zielgrößen für die einzelnen Zieldimensionen sowie Präferenzrelationen* festgelegt (PPK-2). Für die Zieldimension der Energieeffizienz kann der Energieverbrauch oder -verlust als (messbare) Zielgröße angesetzt werden. Hinsichtlich ihrer Wirtschaftlichkeit lässt sich die Prozesskette bei einem kurzfristigen Betrachtungszeitraum (und unter weiteren Annahmen) anhand der Kosten bewerten. Für die langfristige Betrachtung der Prozesskette wären als ökonomische Zielgröße deren Lebenszykluskosten denkbar, für die lebenszyklusbezogene Bewertung des Produkt-/Prozessketten-Systems der Lebenszykluserfolg, ermittelt z. B. als Kapitalwert. Die Robustheit der Prozesskette kann mittels Fehlermaßen bezüglich der Bauteilqualität, die Serienreife unter Rückgriff auf einen Reifegrad beurteilt werden (siehe hierzu jeweils [44]). Im Rahmen der Festlegung von Präferenzrelationen könnte z. B. gefordert werden, dass die Kosten bei vorgegebener Verbesserung der Energieeffizienz, Einhaltung

einer Mindestqualität des Bauteils sowie dessen Überführbarkeit in die Serienproduktion minimiert werden sollen.

Ausgehend von den in PPK-1 bestimmten alternativenbezogenen Systemgrenzen sowie ggf. einer derzeit existierenden Prozesskette ist die *Vorauswahl, Analyse und Modellierung der zu bewertenden Prozesskettenalternativen* vorzunehmen (PPK-3). Bei der integrativen Prozesskette bestehen unterschiedliche Möglichkeiten der Ausgestaltung des Umform- und des Spritzgießprozesses. Des Weiteren sind verschiedenartige Konfigurationen der Betriebsmittel (Tiefziehpresse, Beistellaggregat für das Spritzgießen, integriertes Werkzeug) realisierbar. Schließlich können in Abhängigkeit von der Prozessausgestaltung und den Betriebsmitteln unterschiedliche Parametereinstellungen gewählt werden. Die *Vorauswahl* aus technischer Sicht realisierbarer Alternativen wird durch die (interdependenten) Produkt- und Prozessanforderungen determiniert. So ist z. B. hinsichtlich der Konfiguration des Werkzeugs wie auch der Bandbreite zulässiger Parametereinstellungen zu beachten, dass das Werkzeug sowohl der bei der Umformung entstehenden Druckbelastung als auch den hohen Temperaturen des Spritzgießens standhalten muss. Zur *Analyse und Modellierung* der Prozesskette des Hybridbauteils sind dann unter anderem ITO-Modelle nutzbar. Stellt sich bei der Analyse und Modellierung heraus, dass komplexe und/oder hoch relevante Gestaltungsfelder vorliegen, kann die Zerlegung der Bewertungsaufgabe ratsam sein; zu Ansatzpunkten siehe Abbildung 6.

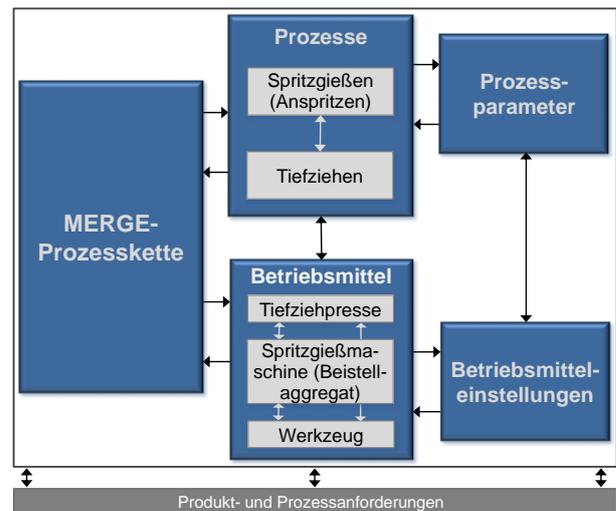


Abb. 6: Alternativen innerhalb der MERGE-Prozesskette

Im Rahmen der *Bestimmung von Umweltzuständen* (PPK-4) sind zunächst die bewertungsrelevanten Umweltfaktoren zu identifizieren. Dazu können die einzelnen Zielgrößen (z. B. Kosten der Prozesskette) aufgegliedert werden (z. B. in Kosten einzelner Prozesse, diese wiederum in Kostenarten, jene in Verbrauchsmengen und Faktorpreise). Es ist dann zu hinterfragen, welche der identifizierten Größen als unbeeinflussbare Faktoren zu betrachten sind (z. B. Faktorpreise) und welche weiteren Größen der (Modell-)Umwelt auf die einzelnen Elemente der Zielgröße(n) einwirken (z. B. die Nachfrage nach Produkten). Nach der Analyse der Beziehungen dieser Einflussgrößen zueinander können dann ein- oder mehrer-

tige Prognosen für sie abgegeben werden, die in ihrer Gesamtheit einen oder mehrere alternative Umweltzustände (Szenarien) bilden ([13]).

Die Aufgliederung der Zielgrößen in einzelne Elemente bildet auch eine Basis für die *Bestimmung und Anwendung der Ergebnisfunktionen* (PPK-5). Ausgehend von den prognostizierten Umweltzuständen sind für die einzelnen Alternativen und bezogen auf die relevanten Zielgrößen zunächst die benötigten Ergebnisfunktionen zu formulieren, um dann (Zwischen-)Ergebnisse (wie Input- oder Outputmengen bestimmter Güter) sowie die Ausprägungen der Zielgrößen wie Energieverbrauch/-verlust, (Lebenszyklus-)Kosten, Fehlermaße und Reifegrad zu berechnen.

Abschließend werden *Entscheidungswerte* bestimmt und *Sensitivitätsanalysen* durchgeführt (PPK-6), um eine fundierte Grundlage für die Entscheidungen bezüglich der Ausgestaltung und Realisierung der MERGE-Prozesskette bilden zu können.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Das in diesem Beitrag vorgestellte und anhand eines Beispiels aus dem Bundesexzellenzcluster MERGE illustrierte Vorgehensmodell ermöglicht eine strukturierte Analyse und Bewertung alternativer Produkt- und/oder Prozesskombinationen und unterstützt somit die Entscheidungsfindung. Die in ihm vorgesehene Zerlegung der Bewertungsaufgabe in vertikaler, aber auch horizontaler Richtung (und dabei hinsichtlich verschiedener Ansatzpunkte) fördert die Transparenz der Bewertung und erleichtert die Durchführung ihrer Teilaufgaben in unterschiedlicher Detaillierung – beides ist wichtig gerade für komplexe Bewertungsaufgaben wie sie im Zusammenhang mit der hybriden Produktion vorliegen. Wie in Abschnitt 3.4 aufgezeigt, kann in den einzelnen Bewertungsschritten auf zahlreiche Instrumente zurückgegriffen werden. Weitere Arbeiten sollen sich auf die Verfeinerung des Instrumentariums, die (stärkere) Integration von Aktivitäten und Methoden zur gezielten Gestaltung von Produkten und Prozessketten (z. B. des Target Costing) sowie die Anwendung des Modells insbesondere im Bundesexzellenzcluster MERGE richten.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen des Bundesexzellenzcluster EXC 1075 „Technologiefusion für multifunktionale Leichtbaustrukturen“ und wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert. Die Autoren danken für die finanzielle Unterstützung.



Literaturangaben

- [1] Fresner, J.: Nachhaltigkeit. In: Fresner, J. et al. (Hrsg.): Ressourceneffizienz in der Produktion, Düsseldorf, 2009, S. 9–32.
- [2] Neugebauer, R.; Götze, U.: Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung und Bewertung – Herausforderungen und Erkenntnisse, in diesem Band.
- [3] Klocke, F. et al.: Methodik zur Entwicklung hybrider Fertigungstechnologien. In: Brecher, C. (Hrsg.): Integrative Produktionstechnik für Hochlohnländer, Berlin u. a., 2011, S. 468–514.
- [4] WZL RWTH Aachen; IPT: Hybride Produktion. In: Tools: 2006, 4:5.
- [5] Götze, U.: Investitionsrechnung, 6. Aufl., Berlin u. a., 2008.
- [6] Bamberg, G. et al.: Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre, 15. Aufl., München, 2012.
- [7] Sieben, G.; Schildbach, T.: Betriebswirtschaftliche Entscheidungstheorie, 4. Aufl., Düsseldorf, 1994.
- [8] Laux, H.: Entscheidungstheorie, 7. Aufl., Berlin u. a., 2007.
- [9] Schmidt, S.: Investitionsentscheidungen unter Unsicherheit, Diss. (unveröff.), Chemnitz, 2014.
- [10] Götze, U. et al.: Vorgehensmodell zur Abbildung und Analyse des Lebenszykluserfolges von Werkstoffen – Konzeption und beispielhafte Veranschaulichung. In: MWT, 2010, 41(6):464–475.
- [11] Götze, U. et al.: Methodik zur kostenorientierten Bewertung von Prozessketten der Werkstoffverarbeitung. In: MWT, 2011, 42(7):647–657.
- [12] Weber, T.: Lebenszyklusorientierte Analyse und Steuerung des Werkstoffes, Chemnitz, 2013.
- [13] Zönnchen, S.; Götze, U.: Methoden zur entwicklungsbegleitenden Bewertung von Prozessketten am Beispiel der Herstellung beschichteter Kohlenstofffasern. In: Wielage, B. (Hrsg.): Tagungsband zum 16. Werkstofftechnischen Kolloquium, Chemnitz, 2013, S. 298–311.
- [14] Götze, U. et al.: Integrated Framework for Life Cycle-Oriented Evaluation of Product and Process Technologies: Conceptual Design and Case Study. In: Henriques, E. et al. (Hrsg.): Technology and Manufacturing Process Selection: The Product Life Cycle Perspective, London, 2014, S. 193–215.
- [15] VDI 2221: Methodik zum Entwickeln und Konstruieren technischer Systeme und Produkte, 1993.
- [16] Aurich, J. C. et al.: Abschätzung der Lebenszykluskosten neu entwickelter Fertigungsprozesse. In: ZWF, 2009, 104(9):720–724.
- [17] Müller, S.: Methodik für die entwicklungs- und planungsbegleitende Generierung und Bewertung von Produktionsalternativen, Diss., TU München, 2007.
- [18] Wild, J.: Grundlagen der Unternehmungsplanung, 4. Aufl., Opladen, 1982.
- [19] Fischer, A. et al.: Energy-sensitive process chain optimization on the example of forging. In: Neugebauer, R. et al. (Hrsg.): Energieorientierte Bilanzierung und Bewertung in der Produktionstechnik – Methoden und Anwendungsbeispiele, Auerbach, 2013, S. 129–143.
- [20] Götze, U.; Meynerts, L.: Total Cost of Ownership – An Approach for Sustainable Factory Planning. In: Cimler, P. (Hrsg.): New trends of business management in theory and practice in crossborder comparison, Chemnitz, 2011, S. 37–46.

- [21] Fischer, J. O.: Kostenbewusstes Konstruieren, Berlin u. a., 2008.
- [22] DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen, Berlin, 2009.
- [23] Sygulla, R. et al.: Material Flow Cost Accounting as the tie for integrating LCC and LCA. In: Günther, E.; Bergmann, A. (Hrsg.): Proceedings of the EMAN-EU 2013 Conference, Material Flow Cost Accounting, Dresden, 2013, S. 145–149.
- [24] Bierer, A. et al.: Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing – Methodical Relationships, Challenges and Benefits of an Integrated Use. In: Nee, A. Y. C. et al. (Hrsg.): Re-engineering Manufacturing for Sustainability, Heidelberg, 2013, S. 415–420.
- [25] Pahl, G. et al.: Pahl/Beitz Konstruktionslehre, 7. Aufl., Berlin u. a., 2007.
- [26] Götze, U. et al.: Ansätze zur Einbeziehung von Kundenanforderungen und Erlösen in die Ermittlung und Steuerung von Werkstofffolgen, MWT, 2010, 41(9): 784–794.
- [27] Ulrich, K.: The role of product architecture in the manufacturing firm. In: Research Policy, 1995, 24(3): 419–440.
- [28] Göpfert, J.: Modulare Produktentwicklung, 2. Aufl., Norderstedt, 2009.
- [29] ISO 14955-1: 2014 Machine tools – Environmental evaluation of machine tools – Part 1: Design methodology for energy-efficient machine tools, Geneva, 2014.
- [30] Supply Chain Council: Supply-chain operations reference-model. Overview of SCOR Version 10.0, Pittsburgh, 2010.
- [31] Götze U. et al.: Integrating Energy Flows in Modeling Manufacturing Processes and Process Chains of Powertrain Components. In: Neugebauer R. (Hrsg.): Energieeffiziente Produkt- und Prozessinnovationen in der Produktionstechnik. Auerbach, 2010, S. 409-437.
- [32] Schmidt, M.; Schorb, A. (Hrsg.): Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits, Berlin u. a. 1995.
- [33] Gerpott, T. J.: Strategisches Technologie- und Innovationsmanagement, 2. Aufl., Stuttgart, 2005.
- [34] DIN EN ISO 14051: Umweltmanagement – Materialflusskostenrechnung – Allgemeine Rahmenbedingungen, Berlin, 2011.
- [35] Sygulla, R. et al.: Material Flow Cost Accounting: A Tool for Designing Economically and Ecologically Sustainable Production Processes. In: Henriques, E. et al. (Hrsg.): Technology and Manufacturing Process Selection: The Product Life Cycle Perspective, London, 2014, S. 105–130.
- [36] Ehrlenspiel, K. et al.: Kostengünstig Entwickeln und Konstruieren, 7. Aufl., Berlin u. a., 2014.
- [37] Sygulla, R.; Götze, U.: Kumulierter Energieaufwand (KEA) – Methodik und Implikationen für die Gestaltung einer energieeffizienten Produktion. In: Neugebauer, R. et al. (Hrsg.): Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung und Bewertung technischer Systeme, Auerbach, 2013, S. 145–158.
- [38] Peças, P. et al.: LCE: a framework for an informed and sustainable decision-making process. In: Neugebauer, R. et al. (Hrsg.): Energieorientierte Bilanzierung und Bewertung in der Produktionstechnik – Methoden und Anwendungsbeispiele, Auerbach, 2013, S. 231–247.
- [39] Benoît, C.; Mazijn, B. (Hrsg.): United Nations Environment Programme: Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products, Gent, 2010.
- [40] Schlick, C. M. et al.: Arbeitswissenschaft, 3. Aufl., Berlin u. a., 2010.
- [41] Schmeisser, W. et al.: Personalmanagement, München, 2012.
- [42] Jawahir, I. S.; Lu, T.: Metrics-Based Sustainability Evaluation of Manufacturing Processes. In: Neugebauer, R.; Drossel, W.-G. (Hrsg.): Innovations of Sustainable Production for Green Mobility. Energy-Efficient Technologies in Production, Part 1, Auerbach, 2014, S. 373–394.
- [43] Chemnitz University of Technology: Cluster of Excellence EXC 1075, Merge Technologies for Multifunctional Lightweight Structures “MERGE”, 2012.
- [44] Lachmann, L. et al.: Ressourcenschonende Prozessauslegung für die Herstellung von Hybridbauteilen. In: ZWF, 2013, 108(7-8):519–524.

Modellierung und Verifikation von Prozessketten (Modeling and Verification of Process Chains)

Dümmler, J.^{1*}; Gehre, S.¹; Rüniger, G.¹

¹ TU Chemnitz, Fakultät für Informatik, Professur Praktische Informatik, Chemnitz

* corresponding author: djo@cs.tu-chemnitz.de

Abstract

Eine wichtige Grundlage der virtuellen Produktentwicklung ist die Modellierung von Produktionsabläufen in Form von Herstellungsprozessketten, deren Bestandteile (einzelne Prozesse) parallel oder hintereinander ausgeführt werden. In der Praxis können durch eine hohe Anzahl von verschiedenen Prozessen sehr komplexe Prozessketten entstehen, die nur schwer überschaubar sind. Daher werden Modelle für Prozessketten benötigt, die die Prozesseigenschaften sowie die Abhängigkeiten zwischen den Prozessen einer Prozesskette auf einer abstrakten Ebene darstellen. Diese Modelle dienen als Ausgangspunkt für verschiedene Optimierungsaufgaben beispielsweise in Bezug auf den Energieverbrauch.

In diesem Artikel wird ein Modell für die Darstellung von Prozessketten vorgestellt und es werden Regeln zur Überprüfung eines gegebenen Prozesskettenmodells auf Konsistenz definiert. Die Modellierung basiert auf einem gerichteten, azyklischen Graph mit einer hierarchischen Struktur. Die Eigenschaften der enthaltenen Prozesse und der durch diese Prozesse bearbeiteten Werkstücke werden über Annotationen an den Knoten und Kanten des Graphen erfasst. Die Konsistenzprüfung (Verifikation) basiert auf Regeln, mit deren Hilfe sowohl die Gesamtstruktur der Prozesskette als auch die korrekte Abfolge von Prozessen überprüft werden kann.

A key element of virtual product development is the modeling of production flows in form of process chains which consist of processes that are executed either concurrently or consecutively. In practice, process chains may become very complex due to a high number of different processes and, thus, it is difficult for a user to manage entire chains. This leads to the necessity to develop models that capture the properties of the individual process as well as the dependencies between the processes of a process chain on a high level of abstraction. Such models form the basis for various optimization problems, e.g., minimizing the energy usage of the entire process chain.

This article proposes a model for the representation of process chains and defines rules to check the consistency of a given process chain model. The modeling is based on a directed acyclic graph with a hierarchical structure. The properties of the processes and the work pieces produced are captured by annotations of the nodes and edges of the graph. The consistency check (verification) is based on a set of rules that consider the global structure of the entire process chain as well as the correct succession of processes.

Keywords:

Prozesskette, Modellierung, Verifikation

Process chain, Modeling, Verification

1 Einleitung

Die ganzheitliche Betrachtung von Produktionsabläufen im Rahmen der virtuellen Produktentwicklung basiert häufig auf der Darstellung in Form von Prozessketten, die das Zusammenwirken der einzelnen Prozesse zur Transformation der verwendeten Rohmaterialien und Rohteile in das zu erzeugende Endprodukt beschreiben [1], [2]. Eine Prozesskette beinhaltet sowohl Fertigungsprozesse wie z. B. das Trennen oder das Fügen eines Werkstücks als auch Logistikprozesse wie z. B. notwendige Transporte zwischen Produktionsstätten.

In einer Prozesskette sind zwei Prozesse genau dann benachbart, wenn zwischen ihnen eine Eingabe/Ausgabebeziehung besteht, d. h. wenn der Vorgängerprozess eine Ausgabe erzeugt, die für das Abarbeiten des Nachfolgerprozesses benötigt wird. Ein komplexer Prozess kann aus einer Vielzahl von Teilprozessen bestehen, deren Zusammenwirken durch eine separate Prozesskette beschrieben wird. In vielen Fällen existieren für einzelne Prozesse oder ganze Abschnitte einer Prozesskette mehrere alternative Varianten [2]. Beispielsweise kann ein benötigtes Werkstück entweder durch mehrfaches Drehen aus einem großen Ausgangswerkstück oder durch Verschweißen mehrerer kleinerer Werkstücke hergestellt werden. Durch die hierarchische Aufgliederung in Teilprozesse und die Betrachtung mehrerer alternativer Fertigungsmöglichkeiten können Prozessketten sehr komplex werden. Dadurch steigt die Fehleranfälligkeit bei der Modellierung von Produktionsabläufen und die manuelle Auswahl geeigneter Fertigungsvarianten wird erschwert. Daher werden Modelle für Prozessketten benötigt, die sowohl die Eigenschaften der einzelnen Prozesse als auch das Zusammenwirken der Prozesse untereinander auf einer abstrakten Ebene erfassen.

Dieser Artikel definiert ein abstraktes Modell für Prozessketten, in dem sowohl alternative Prozessvarianten als auch die Eigenschaften der verwendeten Prozesse und Varianten erfasst werden. Dieses Modell bildet eine wichtige Grundlage für die Unterstützung der virtuellen Produktentwicklung durch Softwarewerkzeuge und ist Ausgangspunkt für eine Vielzahl von Optimierungsaufgaben wie bspw. die Auswahl von Fertigungsvarianten, die zu einem minimalen Energieverbrauch für die gesamte Prozesskette führen. Die Modellierung der Eigenschaften

der beteiligten Prozesse ist flexibel gestaltet, um die Anwendbarkeit auf unterschiedliche Prozesse und die Erweiterbarkeit auf zukünftige Fertigungs- und Logistikprozesse sicherzustellen. Zu den darstellbaren Eigenschaften eines Prozesses zählen sowohl die Parameter der verwendeten Maschinen wie bspw. die zum Schweißen verwendete Temperatur als auch die Prozessvord- und -nachbedingungen, d. h. die zur Abarbeitung eines Prozesses benötigten Rohteile, Werkstücke und Hilfsmaterialien bzw. die durch einen Prozess erzeugten Werkstücke und Nebenprodukte. Zur Demonstration der Modellierung wird in diesem Artikel ein Ausschnitt aus einer im Rahmen des Projekts eniPROD an der TU Chemnitz und dem Fraunhofer IWU genutzten Prozesskette nach dem Input-Throughput-Output (ITO) Prinzip [3], [4] betrachtet.

Die Überprüfung eines gegebenen Prozesskettenmodells auf Konsistenz ist ein wichtiger Teilschritt im Modellierungsprozess, um evtl. vorhandene Fehler in der Modellierung frühzeitig erkennen und beseitigen zu können. Zu diesem Zweck werden in diesem Artikel eine Reihe von Regeln vorgestellt, die in drei Kategorien fallen: die Regeln bezüglich der Gesamtstruktur, die Regeln bezüglich der Prozesskopplung und die Regeln bezüglich der Prozesshierarchie. Die Regeln bezüglich der Gesamtstruktur betrachten die gesamte Prozesskette, um bspw. nicht benötigte Prozesse zu erkennen und widersprüchliche Abhängigkeiten zwischen Prozessen auszuschließen. Die Regeln bezüglich der Prozesskopplung gewährleisten, dass zwei nacheinander ausgeführte Prozesse zueinander kompatibel sind, d. h. die Ausgabe des Vorgängerprozesses zur Eingabe des Nachfolgeprozesses passt. Durch diese Regeln können bspw. fehlende Bearbeitungsschritte zwischen zwei Prozessen erkannt werden. Die Regeln bezüglich der Prozesshierarchie stellen sicher, dass alle Varianten für einen Prozess oder für einen Prozesskettenabschnitt eine zueinander kompatible Ausgabe erzeugen und somit die nachfolgenden Prozesse unabhängig von der für die Produktion gewählten Variante modelliert werden können.

Der Artikel ist wie folgt strukturiert. Abschnitt 2 beschreibt die Modellierung von Prozessketten in Form gerichteter azyklischer Graphen. Ein Beispiel für die Modellierung einer Prozesskette wird in Abschnitt 3 gegeben. Die Überprüfung eines gegebenen Prozesskettenmodells auf Konsistenz wird in Abschnitt 4 betrachtet. Abschnitt 5 diskutiert verwandte Arbeiten und Abschnitt 6 schließt den Artikel mit einer Zusammenfassung ab.

2 Modellierung von Prozessketten

Dieser Abschnitt stellt ein Modell für Prozessketten vor, das sowohl die Eigenschaften als auch die Abfolge einer Menge von Prozessen erfasst. Das Modell basiert auf gerichteten azyklischen Graphen. Abschnitt 2.1 enthält die entsprechenden Grundlagen aus dem Bereich der Graphentheorie. Anschließend werden die Modellierung der Abhängigkeitsbeziehungen zwischen den Prozessen in Abschnitt 2.2, die Modellierung der Prozesseingabe und Prozessausgabe in Abschnitt 2.3 und die Darstellung der Prozessvarianten in Abschnitt 2.4 betrachtet.

2.1 Grundlagen der Graphentheorie

Gerichtete Graphen beschreiben Abhängigkeiten zwischen Objekten und sind wie folgt definiert.

Definition 1 (Gerichteter Graph) Ein **gerichteter Graph** G ist ein Tupel (V, E) , wobei

- V eine endliche Menge von **Knoten** und
- $E \subseteq V \times V$ eine Menge von **gerichteten Kanten** ist.

Abbildung 1 zeigt eine Illustration eines gerichteten Graphen mit zwölf Knoten, wobei die Knoten durch Kreise und die Kanten durch Pfeile dargestellt sind. Die Kanten des Graphen definieren, welche Knoten Vorgänger eines anderen Knotens und welche Knoten Nachfolger eines anderen Knotens sind. Die folgende Definition formalisiert diese Beziehung zwischen den Knoten.

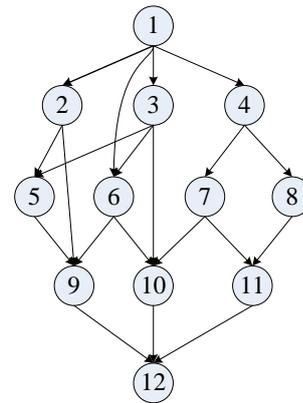


Abb. 1: Beispiel für einen gerichteten, azyklischen Graph mit einer Menge von zwölf Knoten $\{1, \dots, 12\}$.

Definition 2 (Vorgänger und Nachfolger) Sei $G = (V, E)$ ein gerichteter Graph.

- Ein Knoten $u \in V$ heißt **Vorgänger** eines Knotens $v \in V$, genau dann wenn $(u, v) \in E$.
- Die **Vorgängermenge** $PRED(v)$ enthält alle Vorgänger des Knotens $v \in V$, d. h. $PRED(v) = \{u \in V \mid (u, v) \in E\}$.
- Ein Knoten $w \in V$ heißt **Nachfolger** eines Knotens $v \in V$, genau dann wenn $(v, w) \in E$.
- Die **Nachfolgermenge** $SUCC(v)$ enthält alle Nachfolger des Knotens $v \in V$, d. h. $SUCC(v) = \{w \in V \mid (v, w) \in E\}$.

Im gerichteten Graph aus Abbildung 1 ist beispielsweise der Knoten 3 Vorgänger des Knoten 6. Die Vorgängermenge des Knoten 6 ist $PRED(6) = \{1, 3\}$. Pfade und Kreise in einem Graph beschreiben eine Folge von durch Kanten verbundenen Knoten.

Definition 3 (Pfade und Kreise) Sei $G = (V, E)$ ein gerichteter Graph. Eine Folge von $n \in \mathbb{N}$ Knoten (v_1, \dots, v_n) aus der Knotenmenge V heißt **Pfad** genau dann, wenn $(v_i, v_{i+1}) \in E$ für alle $i = 1, \dots, n - 1$ gilt. Ein Pfad (v_1, \dots, v_n) heißt **Kreis**, falls $v_1 = v_n$ gilt.

Zum Beispiel ist die Folge $(1, 4, 7, 11)$ ein Pfad im Graph aus Abbildung 1, der die Knoten 1 und 11 verbindet.

Definition 4 (Gerichteter, azyklischer Graph) Ein gerichteter Graph $G = (V, E)$ heißt **azyklisch** genau dann, wenn G keinen Kreis enthält.

Der Beispielgraph aus Abbildung 1 enthält keinen Kreis und ist daher azyklisch. In jedem gerichteten, azyklischen Graph $G = (V, E)$ existiert mindestens eine Folge (v_1, \dots, v_n) , die alle $n = |V|$ Knoten enthält und in der für jede Kante $e = (v_i, v_j) \in E$ der Ausgangsknoten v_i vor dem Zielknoten v_j steht, also $i < j$ gilt. Eine derartige Folge wird als topologische Sortierung des Graphen bezeichnet. Beispielsweise ist $(1, 4, 7, 8, 2, 3, 6, 5, 11, 9, 10, 12)$ eine topologische Sortierung des Graphen aus Abbildung 1.

Die Knoten und Kanten eines Graphen können mit zusätzlichen Eigenschaften oder Werten annotiert sein. Häufig werden dafür Kanten- und Knotengewichte aus dem Bereich der natürlichen oder reellen Zahlen verwendet. Für die Modellierung von Prozessketten werden aber allgemeinere Annotationen benötigt, wie sie von Definition 5 beschrieben werden.

Definition 5 (Annotierter Graph) Sei $G = (V, E)$ ein gerichteter, azyklischer Graph.

- G heißt **knotenannotiert**, falls es eine Abbildung $V \rightarrow \mathbb{C}$ gibt, wobei \mathbb{C} eine Menge von Eigenschaften ist.
- G heißt **kantenannotiert**, falls es eine Abbildung $E \rightarrow \mathbb{C}$ gibt, wobei \mathbb{C} eine Menge von Eigenschaften ist.

Ein Graph, der knoten- oder kantenannotiert ist, wird als **annotierter Graph** bezeichnet.

In den folgenden Abschnitten wird beschrieben, wie Prozessketten der virtuellen Produktentwicklung durch gerichtete azyklische Graphen modelliert werden und wie die Eigenschaften der einzelnen Prozesse und Prozessvarianten durch Annotationen an den Graphknoten und -kanten erfasst werden.

2.2 Modellierung der Prozessabhängigkeiten

Die folgende Definition beschreibt, wie das Konzept der gerichteten Graphen genutzt wird, um eine gegebene Prozesskette mit den Eingabe/Ausgabebeziehungen zwischen den beteiligten Prozessen zu modellieren.

Definition 6 (Prozesskettenmodell) Ein **Prozesskettenmodell** ist ein gerichteter, azyklischer, annotierter Graph $G = (V, E)$ mit den folgenden Eigenschaften:

- Die Knotenmenge V besteht aus einem eindeutigen **Startknoten** s ohne Vorgänger, einem eindeutigen **Endknoten** t ohne Nachfolger und Knoten $v \in V \setminus \{s, t\}$, die die einzelnen Prozesse einer gegebenen Prozesskette repräsentieren.
- Die Kantenmenge E enthält eine gerichtete Kante (v_1, v_2) zwischen zwei Prozessen $v_1, v_2 \in V$ genau dann, wenn eine durch v_1 produzierte Ausgabe zur Abarbeitung von v_2 benötigt wird.

Das Prozesskettenmodell beschreibt die Abarbeitungsfolge der Prozesse einer Prozesskette. Prozesse, die durch einen Pfad miteinander verbunden sind, müssen nacheinander abgearbeitet werden. Existiert zwischen zwei Prozessen jedoch kein Pfad im Graphen, so werden diese Prozesse als unabhängig bezeichnet und sie können sowohl in einer beliebigen Reihenfolge nacheinander als auch parallel zueinander abgearbeitet werden. Der eindeutige Startknoten markiert den Ausgangspunkt der

Prozesskette, und der eindeutige Endknoten symbolisiert das Ende der Prozesskette, an dem das zu erzeugende Endprodukt vorliegt. Start- bzw. Endknoten sind virtuelle Knoten zur Erleichterung der Modellierung und sind nicht mit Prozessen assoziiert.

2.3 Modellierung der Eingabe- und der Ausgabe von Prozessen

Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass jeder Prozess eine Menge von Werkstücken als Eingabe benötigt und eine Menge von Werkstücken als Ausgabe erzeugt. Die Eingabewerkstücke müssen durch einen Vorgänger innerhalb der Prozesskette zur Verfügung gestellt werden und die Ausgabewerkstücke werden entweder durch einen Nachfolger in der Prozesskette weiter verarbeitet oder bilden das Endresultat der gesamten Prozesskette. Prozesse zur Bearbeitung der Rohteile besitzen oftmals keine Eingabewerkstücke und werden daher als direkter Nachfolger des Startknotens der Prozesskette modelliert. Die folgende Definition beschreibt die Modellierung eines einzelnen Werkstücks mit den zugehörigen Eigenschaften.

Definition 7 (Werkstück) Ein **Werkstück** W ist ein Tripel $(GEO, T, PROPS)$, dessen Komponenten die folgende Bedeutung haben:

- GEO definiert die **Geometrie** des Werkstücks;
- T spezifiziert die **Temperatur** des Werkstücks und
- $PROPS$ ist eine Menge von Paaren $(prop, val)$ zur Beschreibung weiterer **Werkstückeigenschaften**, wobei $prop$ der eindeutige Identifikator einer Eigenschaft und val der zugehörige Wert bzw. Wertebereich der Eigenschaft ist.

Die Darstellung der Geometrie eines Werkstücks hängt von der Werkstückform ab und kann bspw. für ein zylinderförmiges Werkstück aus der Zylinderlänge und dem Zylinderdurchmesser bestehen. Für komplizierte Werkstückformen kann die Werkstückgeometrie durch die entsprechenden CAD-Daten [5] gegeben sein. Die Werkstücktemperatur wird als skalarer Wert oder zulässiger Wertebereich spezifiziert.

Zu den weiteren Werkstückeigenschaften zählen etwa die Oberflächenbeschaffenheit oder der Werkstoff. Die Darstellung erfolgt als Menge von Paaren, wobei ein Paar aus einem Identifikator für die beschriebene Eigenschaft und einem von der Eigenschaft abhängigen Wert besteht. Beispielsweise kann die Oberflächenbeschaffenheit der Oberseite eines Werkstücks durch das Paar $(ID_SURFACE_TOP, ID_UNCOATED)$ beschrieben werden, wobei $ID_SURFACE_TOP$ der Identifikator für die Oberflächenbeschaffenheit an der Oberseite ist und $ID_UNCOATED$ eine unbeschichtete Oberfläche spezifiziert. Eine Eigenschaft kann auch mit einem zulässigen Wertebereich verbunden sein. Beispielsweise spezifiziert das Paar $(ID_SURFACE_ROUGHNESS, [2, \dots, 5])$ eine erlaubte Oberflächenrauheit im Bereich 2 bis 5.

Definition 8 (Eingabe- und Ausgabewerkstücke) Sei $G = (V, E)$ ein Prozesskettenmodell.

- Die Menge der **Eingabewerkstücke** $IN(v)$ ist die Menge der Werkstücke, die zur Abarbeitung des Prozesses $v \in V$ benötigt wird.

- Die Menge der **Ausgabewerkstücke** $OUT(v)$ ist die Menge der Werkstücke, die durch den Prozess $v \in V$ erzeugt wird.

Viele Prozesse benötigen nur ein Eingabewerkstück, das zum einzigen Ausgabewerkstück weiterverarbeitet wird. Beispiele für derartige Prozesse sind das Drehen oder das Härten eines Werkstücks. Ein Beispiel für einen Prozess mit einer leeren Menge von Eingabewerkstücken ist das Gießen eines Werkstücks direkt aus den entsprechenden Rohmaterialien (die getrennt spezifiziert werden). Fügeprozesse wie z. B. das Schweißen benötigen dagegen mehrere Eingabewerkstücke. Beispiele für Prozesse mit mehreren Ausgabewerkstücken kommen aus dem Bereich der Trennverfahren.

Der eindeutige Startknoten s eines Prozesskettenmodells besitzt keine Eingabewerkstücke und der eindeutige Endknoten t keine Ausgabewerkstücke. Die Ausgabewerkstücke $OUT(s)$ des Startknotens enthalten alle Rohmaterialien, die von dessen direkten Nachfolgern benötigt werden. Für Nachfolgeprozesse, die nur Rohmaterialien erwarten, enthält die Menge $OUT(s)$ keinen Eintrag. Die Eingabewerkstücke $IN(t)$ des Endknotens entsprechen dem Endprodukt der Prozesskette.

Definition 9 (Quell- und Zielwerkstück) Sei $G = (V, E)$ ein Prozesskettenmodell.

- Das **Quellwerkstück** $SRC(e)$ einer Kante $e = (v_1, v_2) \in E$ ist ein Werkstück, das durch Prozess v_1 erzeugt von Prozess v_2 weiter bearbeitet wird.
- Das **Zielwerkstück** $TRG(e)$ einer Kante $e = (v_1, v_2) \in E$ ist ein Werkstück, das zur Abarbeitung von v_2 benötigt und durch v_1 erzeugt wird.

Quell- und Zielwerkstück modellieren die Kopplung zweier durch eine Kante $e = (v_1, v_2)$ verbundener Prozesse v_1 und v_2 . Das Quellwerkstück definiert die Ausgabe des Vorgängerprozesses v_1 , d. h. die Nachbedingung von v_1 . Dagegen spezifiziert das Zielwerkstück die für den Nachfolgeprozess v_2 benötigte Eingabe, d. h. die Vorbedingung von v_2 . Quell- und Zielwerkstück müssen nicht in allen modellierten Aspekten übereinstimmen, da bspw. einige Eigenschaften des Quellwerkstücks für den Prozess v_2 irrelevant sein und daher im Modell des Zielwerkstücks fehlen können. Weiterhin kann das Zielwerkstück einen erlaubten Wertebereich für bestimmte Parameter angeben während das Quellwerkstück einen konkreten Wert für diesen Parameter definiert. Manche Eigenschaften wie die Werkstücktemperatur können sich auch zwischen zwei aufeinander folgenden Prozessen auch aufgrund von Lagerung verändern. Aus diesen Beobachtungen folgt die getrennte Erfassung von Quell- und Zielwerkstück. Es ist die Aufgabe der Prozesskettenverifikation (vgl. Abschnitt 4), die Kompatibilität von Quell- und Zielwerkstück sicherzustellen.

2.4 Modellierung von Prozessvarianten

Jeder Prozess einer gegebenen Prozesskette kann mehrere Varianten besitzen, die sich in den benötigten Ressourcen wie der Energie oder in einzelnen regelbaren Parametern wie der zum Schweißen verwendeten Temperatur unterscheiden. Prozessvarianten können im betrachteten Prozesskettenmodell aus einer Menge von Teilprozessen bestehen. Damit können Alternativen für

Abschnitte einer gegebenen Prozesskette erfasst werden. Die folgende Definition beschreibt die Modellierung einer einzelnen Prozessvariante für einen gegebenen Prozess. Die Erklärung der Definition folgt im Anschluss.

Definition 10 (Prozessvariante) Eine **Prozessvariante** VAR eines Prozesses $v \in V$ eines Prozesskettenmodells $G = (V, E)$ ist ein Tripel $(RES, PARAM, PK)$ bestehend aus den folgenden Komponenten:

- Der **Ressourcenvektor** RES der Prozessvariante VAR ist eine Menge von Paaren (res, val) , wobei res ein eindeutiger Identifikator einer Ressource und val die zugehörige Menge der Ressource ist.
- Der **Parametervektor** $PARAM$ der Prozessvariante VAR ist eine Menge von Paaren $(param, val)$, wobei $param$ der eindeutige Identifikator eines regelbarer Parameters und val der Wert dieses Parameters ist.
- Die **untergeordnete Prozesskette** PK ist entweder $NULL$ (in diesem Fall heißt VAR **atomar**) oder PK ist ein Prozesskettenmodell $G' = (V', E')$, das die Teilprozesse der Variante VAR beschreibt (in diesem Fall heißt VAR **zusammengesetzt**).

Der Ressourcenvektor gibt die an der entsprechenden Prozessvariante beteiligten Ressourcen an. Dazu zählen die benötigten Hilfsmittel und Betriebsstoffe, wie z. B. Kühlflüssigkeit oder Schutzgas, die benötigten Energien, wie z. B. elektrische oder thermische Energie, sowie die erzeugten Nebenprodukte, wie z. B. Späne oder Abwärme. Die Modellierung einer beteiligten Ressource wird in dem Ressourcenvektor durch ein Paar bestehend aus dem eindeutigen Identifikator der Ressource und dem konkreten Wert angegeben. Ein Beispiel ist das Paar $(ID_COMPRESSED_AIR, 120bar)$, das die Verwendung von Druckluft (Identifikator $ID_COMPRESSED_AIR$) mit einem Druck von 120 bar angibt.

Der Parametervektor einer Prozessvariante erfasst die regelbaren Größen. Dazu zählen bspw. die Schweißgeschwindigkeit oder die Schmiedetemperatur. Die Definition der einzelnen Parameter erfolgt analog zum Ressourcenvektor durch Paare bestehend aus einem eindeutigen Identifikator des Parameters und dem konkreten Parameterwert. Analog zur Modellierung eines Werkstücks können die Werte val im Ressourcen- und Parametervektor einer Prozessvariante einen zulässigen Bereich angeben.

Für einen gegebenen Prozess werden alle verfügbaren Prozessvarianten am entsprechenden Knoten des Prozesskettenmodells annotiert, wie durch die folgende Definition beschrieben.

Definition 11 (Annotation von Prozessvarianten) Sei $G = (V, E)$ ein Prozesskettenmodell. Dann bezeichnet $VAR_S(v)$ die Menge der Prozessvarianten des Prozesses $v \in V$.

Für den virtuellen Start- und Endknoten können keine Prozessvarianten spezifiziert werden, da diese keine Prozesse darstellen. Da zusammengesetzte Prozessvarianten wiederum eine separate Prozesskette enthalten, entsteht ein hierarchisches Modell für die gesamte Prozesskette.

3 Beispiel

Dieser Abschnitt demonstriert die Modellierung anhand eines Teilabschnittes einer Prozesskette nach dem Input-Throughput-Output-Prinzip [3], [4], die im Rahmen des Projekts eniPROD durch die TU Chemnitz und das Fraunhofer IWU entwickelt wurde. Konkret werden das Schmieden und das nachfolgende Drehen einer Welle betrachtet. Der Schmiedeprozess erzeugt aus einem Rundstahl eine Welle, welche aus verschiedenen Segmenten mit jeweils unterschiedlichen Durchmessern besteht. Der Drehprozess erzeugt die Oberfläche der verschiedenen Segmente entsprechend der vom Endprodukt geforderten Geometrie.

Das zugehörige Prozesskettenmodell $G = (V, E)$ enthält vier Knoten: den Start- und den Endknoten sowie die Knoten v und w , die die Prozesse Schmieden bzw. Drehen repräsentieren, vgl. Abbildung 2. Die zur Modellierung der Werkstücke und Prozessvarianten verwendeten Identifikatoren sind in Tabelle 1 aufgeführt. Die in Tabelle 1 angegebenen Einheiten beziehen sich jeweils auf die Einträge der Parameter; z.B. besteht der Geometrievektor aus Längeneinheiten, welche alle in mm angegeben werden. Der Übersichtlichkeit halber beschränkt sich das Beispielmodell auf eine kleine Anzahl ausgewählter Ressourcen, Parameter und Eigenschaften. Ein komplettes Prozesskettenmodell ist in der Praxis erheblich umfangreicher.

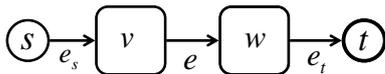


Abb. 2: Darstellung der Beispielprozesskette durch einen gerichteten azyklischen Graph. Die Knoten v und w repräsentieren die Prozesse Schmieden bzw. Drehen.

Abbildung 3 zeigt das Beispielprozesskettenmodell mit allen Prozessvarianten sowie den Annotationen für die Kanten des Graphen. Die Knotenannotationen (Mengen IN , OUT und VAR_S) sind separat in der Bildunterschrift angegeben. Im Modell kommen vier verschiedene Werkstücke vor: das Rohteil W_v^{in} , das vom Schmieden erzeugte Ausgabewerkstück W_v^{out} , das für das Drehen benötigte Eingabewerkstück W_w^{in} sowie das Endprodukt nach dem Drehen W_w^{out} . Der Eigenschaftensvektor ist für alle vier Werkstücke identisch, d. h. der Materialtyp ($ID_MATERIAL$) ist Stahl vom Typ $20MnCr5$. Unterschiede bestehen jedoch in Form und Temperatur der Werkstücke.

Das zum Schmieden verwendete Rohteil W_v^{in} ist ein Rundstahl mit einer Länge von 195 mm und einem Durchmesser von 60 mm . Diese Daten werden in Form eines

Vektors der Geometriedaten GEO_v^{in} angegeben. Die benötigte Temperatur vor dem Schmieden liegt zwischen 800 und 1200 °C und ist als Intervall in den Temperaturdaten T_v^{in} spezifiziert. Dieses Rohteil ist sowohl Bestandteil der Eingabe des Schmiedeprozesses $IN(s)$ als auch der Ausgabe des Startknotens $OUT(s)$. Letzteres gibt an, dass das Rohteil zur Abarbeitung der Prozesskette zur Verfügung stehen muss. Zusätzlich ist das Rohteil auch als Kantenannotation $SRC(e_s)$ und $TRG(e_s)$ angegeben. Damit wird die Weitergabe dieses Rohteils vom Startknoten zum Schmiedeprozess dargestellt.

Der Schmiedeprozess v verarbeitet das Rohteil weiter. Dafür stehen die zwei Prozessvarianten VAR_{v1} und VAR_{v2} zur Verfügung, welche in Abbildung 3 durch zwei separate Boxen dargestellt sind. Beide Varianten benötigen als Ressource einen Schmierstoff (Identifikator $ID_LUBRICANT$) vom Typ $ConTraeG300$ und sind atomar, d. h. sie sind nicht weiter in Teilprozesse untergliedert. In der Umformgeschwindigkeit ($ID_DEFORMATION_RATE$) unterscheidet sich jedoch VAR_{v1} mit $250\frac{\text{mm}}{\text{s}}$ von VAR_{v2} mit $530\frac{\text{mm}}{\text{s}}$.

Ausgabe des Schmiedeprozesses ist eine Welle W_v^{out} , deren Abmaße in den Geometriedaten GEO_v^{out} durch einen sechselementigen Vektor definiert werden. Der erste Vektoreintrag gibt die Länge der Welle an und die verbleibenden fünf Vektorelemente spezifizieren die Durchmesser der einzelnen Wellensegmente. Durch Lagerung wird die Temperatur des Werkstücks auf die für das Drehen benötigten Temperaturbereich abgesenkt. Damit einhergehend ist eine Veränderung der Geometriedaten von GEO_v^{out} zu GEO_w^{in} . Die Annotationen der Kante e ($SRC(e)$ und $TRG(e)$) erfassen die Veränderung des Werkstücks von der Ausgabe des Schmiedens bis hin zur Eingabe des Drehens.

Der Drehprozess enthält die zwei Prozessvarianten VAR_{w1} und VAR_{w2} , die durch die Prozessparameter Vorschubgeschwindigkeit (ID_FEED_RATE), Vorschub (ID_FEED) und Schnitttiefe ($ID_CUTTING_DEPTH$)

| Identifikatoren | Beschreibung | Einheit |
|-------------------------|-------------------------|---------|
| $ID_MATERIAL$ | Material | |
| ID_FLASH | Gratdicke | mm |
| $ID_LUBRICANT$ | Schmierstoff | |
| $ID_DEFORMATION_RATE$ | Umformgeschwindigkeit | mm/s |
| ID_FEED_RATE | Vorschubgeschwindigkeit | mm/s |
| ID_FEED | Vorschub | mm |
| $ID_CUTTING_DEPTH$ | Schnitttiefe | mm |
| | Temperatur | °C |
| | Geometrie | mm |

Tab. 1: Identifikatoren, Beschreibung und Einheiten der Parameter des Prozesskettenmodells in Abbildung 3.

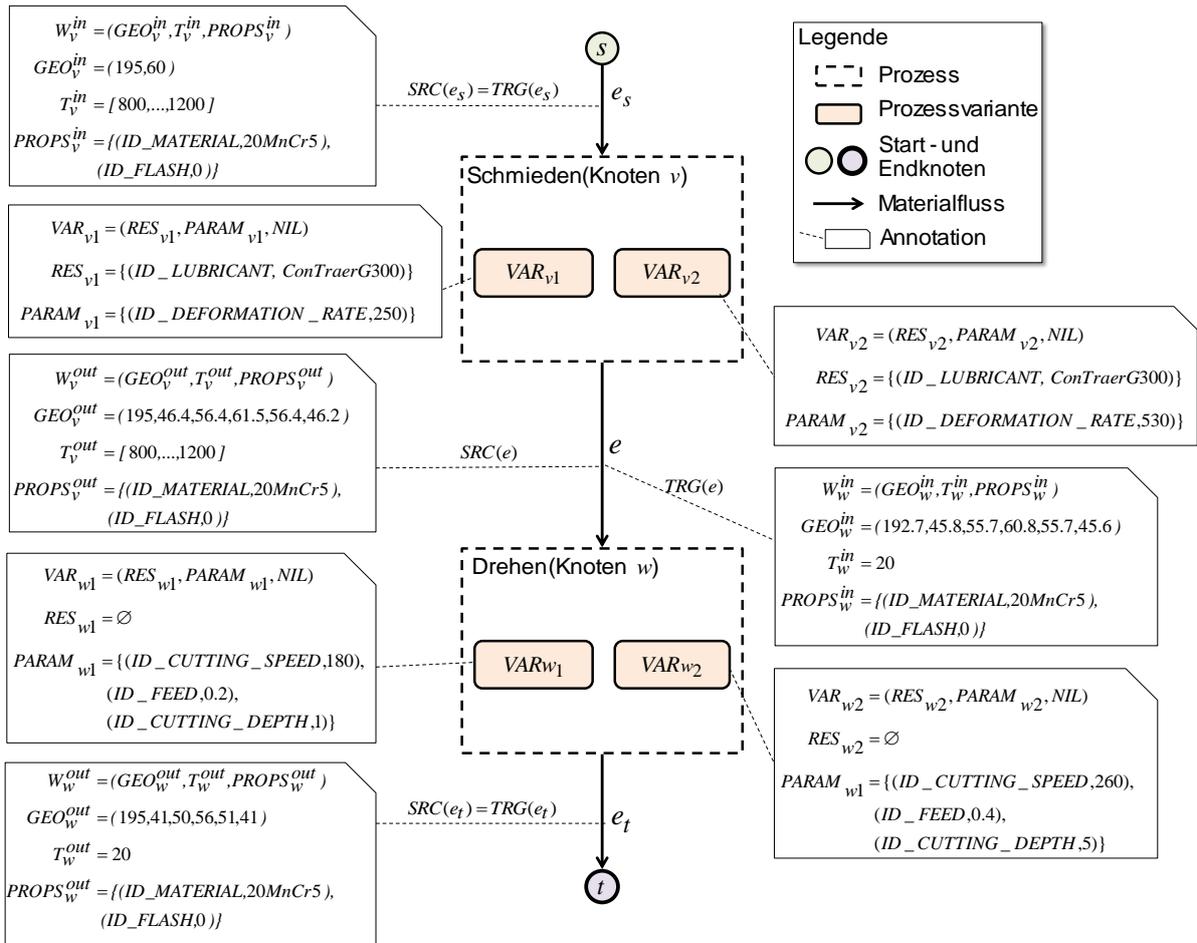


Abb. 3: Illustration des Prozesskettenmodells zur Herstellung einer segmentierten Welle mit Annotationen für die Kanten des Graphen. Die die Prozesse darstellenden Knoten v und w sind mit den Mengen $IN(v) = \{W_v^{in}\}$, $OUT(v) = \{W_v^{out}\}$ und $VARS(v) = \{VAR_{v1}, VAR_{v2}\}$ bzw. $IN(w) = \{W_w^{in}\}$, $OUT(w) = \{W_w^{out}\}$ und $VARS(w) = \{VAR_{w1}, VAR_{w2}\}$ annotiert. Die Annotationen des Start- und Endknotens sind $OUT(s) = \{W_s^{in}\}$, $IN(t) = \{W_t^{out}\}$ und $IN(s) = OUT(t) = \emptyset$. Die verwendeten Identifikatoren und Einheiten sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

definiert sind. Die Drehvarianten unterscheiden sich in der verwendeten Schnitttiefe und im Vorschub. Beide Varianten erzeugen ein identisches Ausgabewerkstück W_w^{out} , das an der herausführenden Kante e_t annotiert ist. Dieses Werkstück ist das Endprodukt der betrachteten Prozesskette.

4 Verifikation von Prozessketten

In diesem Abschnitt werden Regeln definiert, mit denen die Modellierung einer gegebenen Prozesskette auf Konsistenz überprüft werden kann. Diese Konsistenzprüfung wird als Verifikation bezeichnet. Die definierten Regeln fallen in drei Kategorien: die Regeln bezüglich der Graphstruktur, die Regeln bezüglich der Prozesskopplung und die Regeln bezüglich der Prozesshierarchie. Die im Folgenden aufgeführten Regeln sind unabhängig von den konkreten Prozessen formuliert und können mit zusätzlichen prozessspezifischen Regeln erweitert werden. Der Ablauf der Verifikation wird in Abschnitt 4.4 erläutert.

4.1 Verifikation der Graphstruktur

Die folgende Definition enthält die Regeln, die eine korrekte globale Struktur einer modellierten Prozesskette sicherstellen. Damit werden Modellierungsfehler wie bspw.

„verwaiste“ Prozesse, die nicht zur Erzeugung des Endprodukts beitragen, oder Prozessketten ohne gültige Abarbeitungsfolge, erkannt.

Definition 12 (Konsistenz der Graphstruktur) Ein Prozesskettenmodell $G = (V, E)$ heißt **konsistent bezüglich der Graphstruktur** genau dann, wenn die folgenden fünf Bedingungen erfüllt sind:

- (i). (Zyklenfreiheit)
Der Graph G ist azyklisch.
- (ii). (Startknoten)
Der Startknoten $s \in V$ hat keinen Vorgänger, d. h. es gibt kein $v \in V$ mit $(v, s) \in E$.
- (iii). (Endknoten)
Der Endknoten $t \in V$ hat keinen Nachfolger, d. h. es gibt kein $v \in V$ mit $(t, v) \in E$.
- (iv). (Einbindung)
Jeder mit einem Prozess assoziierte Graphknoten $v \in V \setminus \{s, t\}$ liegt auf mindestens einem Pfad vom Startknoten s zum Endknoten t .
- (v). (Hierarchie)
Für jede Prozessvariante $VAR = (RES, PARAM, PK) \in \cup_{v \in V} VARS(v)$ ist PK entweder NIL oder eine bezüglich der Graphstruktur konsistente Prozesskette.

Die oben formulierten Regeln haben die folgende Bedeutung:

- Regel (i) stellt sicher, dass eine Abarbeitungsreihenfolge der Prozesse existiert, die keine der durch die Kanten symbolisierten Vorrangbeziehungen zwischen den Prozessen verletzt. Eine derartige Abarbeitungsfolge ist eine topologische Sortierung des Graphen G .
- Regeln (ii) und (iii) gewährleisten, dass es einen definierten Ausgangs- und Endpunkt der Prozesskette gibt, an denen die benötigten Rohteile bereitgestellt werden müssen bzw. das Endprodukt vorliegt.
- Regel (iv) ist dafür verantwortlich, dass alle definierten Prozesse in die Prozesskette eingebunden sind, also jeder Prozess mindestens einen Vorgänger und mindestens einen Nachfolger in der Prozesskette besitzt.
- Regel (v) sorgt dafür, dass auch sämtliche Prozessketten, die die einzelnen Prozessvarianten beschreiben, eine konsistente Graphstruktur aufweisen.

4.2 Verifikation der Prozesskopplung

Die Verifikation der Prozesskopplung stellt sicher, dass Werkstücke korrekt zwischen zwei mit einer Kante verbundenen Prozessen weitergegeben werden. Mit den im Folgenden definierten Regeln können Modellierungsfehler wie bspw. ein fehlender Bearbeitungsschritt zwischen zwei Prozessen erkannt werden. Da für einen Prozess zu erfassenden Werkstückeigenschaften stark von der Art des Prozesses abhängt, werden an dieser Stelle nur allgemeingültige Regeln für die Werkstückgeometrie und die Werkstücktemperatur angegeben. Diese Regeln können bei der Erstellung eines Prozesskettenmodells durch prozessspezifische Regeln erweitert werden, vgl. Abschnitt 4.4.

Definition 13 (Konsistenz der Prozesskopplung) Ein Prozesskettenmodell $G = (V, E)$ heißt **konsistent bezüglich der Prozesskopplung** genau dann, wenn die folgenden vier Bedingungen erfüllt sind:

- (Konsistenz der Prozesseingabe)
Für jeden Prozess $v \in V$ gilt:
$$\text{IN}(v) \subseteq \bigcup_{u \in \text{PRED}(v)} \text{TRG}(e = (u, v)).$$
- (Konsistenz der Prozessausgabe)
Für jeden Prozess $v \in V$ gilt:
$$\text{OUT}(v) \supseteq \bigcup_{w \in \text{SUCC}(v)} \text{SRC}(e = (v, w)).$$
- (Konsistenz der Werkstückeigenschaften)
Für jede Kante $e \in E$ mit Quellwerkstück $\text{SRC}(e) = (\text{GEO}_1, T_1, \text{PROPS}_1)$ und Zielwerkstück $\text{TRG}(e) = (\text{GEO}_2, T_2, \text{PROPS}_2)$ gilt:
 - Die Geometrie des Werkstücks verändert sich von Quellprozess zu Zielprozess abhängig von der Temperaturdifferenz und dem Ausdehnungskoeffizienten α_c des Werkstückmaterials. Sind die Geometriewerte Längenangaben und die Temperaturwerte skalar, so gilt
$$\text{GEO}_2 = \text{GEO}_1 \cdot (1 + \alpha_c \cdot (T_2 - T_1)).$$

- Die Temperatur des Zielwerkstücks liegt zwischen der Temperatur des Quellwerkstücks und der Umgebungstemperatur T_{env} , d. h. für skalare Temperaturwerte gilt entweder
$$T_1 \leq T_2 \leq T_{\text{env}} \text{ oder } T_1 \geq T_2 \geq T_{\text{env}}.$$

- (Hierarchie)
Für jede Prozessvariante $\text{VAR} = (\text{RES}, \text{PARAM}, \text{PK}) \in \bigcup_{v \in V} \text{VARS}(v)$ ist PK entweder NULL oder eine bezüglich der Prozesskopplung konsistente Prozesskette.

Die Regeln haben die folgende Bedeutung:

- Bedingung (i) stellt sicher, dass jedes von einem Prozess benötigte Eingabewerkstück durch einen Vorgängerprozess zur Verfügung gestellt wird.
- Regel (ii) besagt, dass jedes durch einen Prozess erzeugte Ausgabewerkstück durch maximal einen Nachfolgeprozess verwendet wird. Die Regel erzwingt nicht die Weiterverwendung aller Ausgabewerkstücke.
- Mit Regel (iii) wird gewährleistet, dass die Werkstückdaten zwischen zwei mit einer Kante verbundenen Prozessen übereinstimmen. Durch Lagerung zwischen zwei Prozessen kann sich die Temperatur eines Werkstücks verändern, was durch Regel (iii.b) erfasst wird. Einhergehend mit der Temperaturänderung ändert sich ebenfalls die Geometrie des Werkstücks näherungsweise nach Regel (iii.a). Für die Anwendung der in (iii.a) verwendeten Formel wird eine gleichmäßige Temperaturverteilung des Werkstücks vorausgesetzt.
- Regel (iv) stellt sicher, dass alle zusammengesetzten Prozessvarianten bezüglich der Prozesskopplung konsistente Prozessketten enthalten und somit die Forderungen der Regeln (i), (ii) und (iii) auf allen Hierarchieebenen des gesamten Prozesskettenmodells eingehalten werden.

4.3 Verifikation der Prozesshierarchie

Die im Folgenden angegebenen Regeln für die Konsistenz der Prozesshierarchie stellen sicher, dass alle Prozessvarianten eines Prozesses dieselben Eingabewerkstücke verwenden und dieselben Ausgabewerkstücke produzieren. Dies ist erforderlich, um die korrekte Kopplung mit Vorgängerprozessen und Nachfolgeprozessen sicherzustellen. Innerhalb der Varianten eines Prozesses können jedoch vollkommen unterschiedliche Bearbeitungsschritte durchgeführt und vollkommen unterschiedliche Zwischenergebnisse produziert werden.

Definition 14 (Konsistenz der Prozesshierarchie) Ein Prozesskettenmodell $G = (V, E)$ heißt **konsistent bezüglich der Prozesshierarchie** genau dann, wenn die folgenden drei Bedingungen erfüllt sind:

- (Vorhandensein von Varianten)
Jeder Prozess hat mindestens eine Prozessvariante, d. h. für jeden Knoten $v \in V \setminus \{s, t\}$ gilt $\text{VARS}(v) \neq \emptyset$ und für Startknoten s und Endknoten t gilt $\text{VARS}(s) = \text{VARS}(t) = \emptyset$.
- (Konsistenz der Ein- und Ausgabe)

Für jede zusammengesetzte Prozessvariante eines Prozesses müssen Eingabe- und Ausgabewerkstücke auf den beiden beteiligten Hierarchieebenen übereinstimmen, d. h. für jeden Prozess $v \in V \setminus \{s, t\}$ und jede Prozessvariante $VAR = (RES, PARAM, PK) \in VARS(v)$ gilt entweder

- VAR ist atomar, d. h. $PK = NULL$ oder
- VAR ist zusammengesetzt, d. h. $PK = G'$, wobei G' ein Prozesskettenmodell ist. Dann gelten $IN(v) = OUT(s')$ und $OUT(v) = IN(t')$, wobei s' und t' der Start- bzw. Endknoten von G' sind.

(iii). (Hierarchie)
Für jede Prozessvariante $VAR = (RES, PARAM, PK) \in \cup_{v \in V} VARS(v)$ ist PK entweder NULL oder eine bezüglich der Prozesshierarchie konsistente Prozesskette.

Die Bedeutung der Regeln ist wie folgt:

- Regel (i) stellt sicher, dass jeder Prozess mindestens eine Prozessvariante besitzt und damit abgearbeitet werden kann.
- Regel (ii) definiert den Zusammenhang zwischen Eingabe- und Ausgabewerkstücken auf unterschiedlichen Hierarchieebenen. Jede zusammengesetzte Prozessvariante eines Prozesses muss dieselben Eingabewerkstücke und dieselben Ausgabewerkstücke verwenden und diese Werkstücke müssen mit den Eingabe- und Ausgabewerkstücken des entsprechenden Prozesses in der übergeordneten Prozesskette übereinstimmen.
- Regel (iii) stellt sicher, dass die ersten beiden Regeln auf allen Hierarchieebenen eines gegebenen Prozesskettenmodells eingehalten werden.

4.4 Ablauf von Modellierung und Verifikation

In diesem Abschnitt werden die notwendigen Arbeitsschritte zur Erstellung eines Prozesskettenmodells sowie dessen Verifikation aus der Sicht des Anwenders betrachtet. Abbildung 4 gibt einen Überblick über den Ablauf. Im Folgenden werden die einzelnen Schritte genauer beschrieben.

Die Erstellung eines Prozesskettenmodells beginnt mit der Spezifizierung der Prozesse und ihrer Parameter. Dabei werden sowohl die entsprechenden Prozessvarianten als auch die Anzahl der Eingabe- und Ausgabewerkstücke erfasst. Die vom Prozesskettenmodell benötigten Eigenschaften (bspw. Ressourcen- und Parametervektor einer Prozessvariante $VAR = (RES, PARAM, PK)$ aus Definition 10) werden zunächst nur durch die entsprechenden Identifikatoren dargestellt. Die zugehörigen Werte oder Wertebereiche werden an späterer Stelle hinzugefügt.

In der Praxis werden einzelne Prozesse in einer Vielzahl unterschiedlicher Prozessketten genutzt. Daher empfiehlt sich die Verwendung einer Prozessmodellensammlung, zu der bei Bedarf neue Prozesse hinzugefügt werden können. Zu jedem in der Sammlung gespeicherte Prozess werden für den jeweiligen Prozess typische Parameter und Eigenschaften abgelegt. Bei der Modellierung einer Prozesskette können die benötigten Prozesse

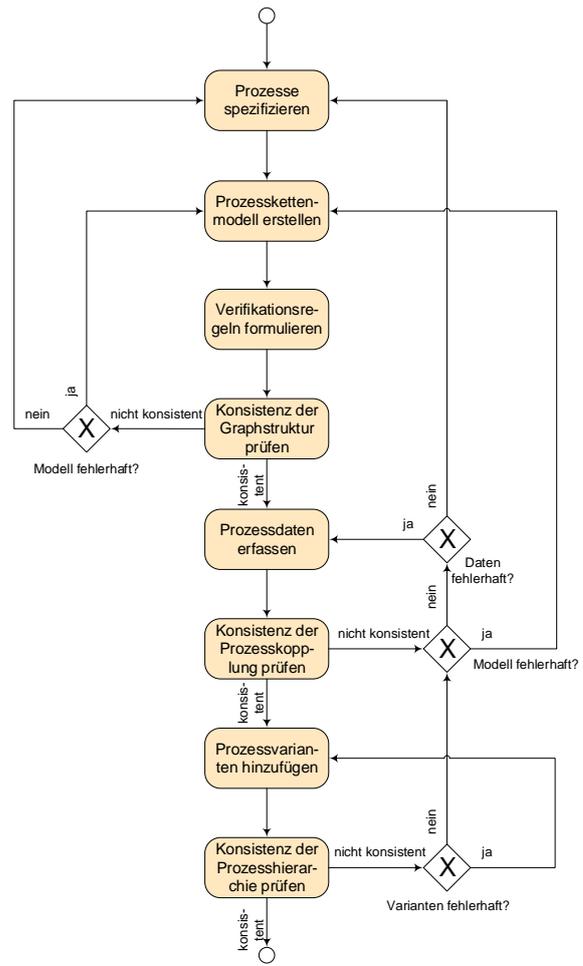


Abb. 4: Ablauf der Erstellung eines Prozesskettenmodells mit den ausgeführten Verifikationsschritten.

aus der Sammlung übernommen werden. Dadurch reduziert sich sowohl der Aufwand als auch die Fehleranfälligkeit der Modellierung.

Anschließend werden basierend auf den Eingabe- und Ausgabewerkstücken die Abhängigkeiten zwischen den Prozessen ermittelt und daraus die dazugehörige Graphstruktur abgeleitet. In dem resultierenden Graph werden Prozesse, wie in Abschnitt 2.2 erläutert, als Knoten und die jeweiligen Abhängigkeiten durch verbindende Kanten modelliert.

Anhand der bereits erfassten Prozessparameter und der Graphstruktur werden prozessketten-spezifische Verifikationsregeln definiert. Diese Regeln ergänzen die allgemeinen Regeln aus den Abschnitten 4.1, 4.2 und 4.3. und bieten eine zusätzliche Konsistenzprüfung. Beispielsweise kann eine derartige zusätzliche Regel prüfen, ob ein gegebener Wert im zulässigen Wertebereich liegt.

Der erste Schritt der Konsistenzprüfung betrachtet die gesamte Prozesskette und prüft die Graphstruktur auf Konsistenz bezüglich der definierten Regeln, wie in Abschnitt 3.1 beschrieben. Technisch kann die Verifikation durch zwei *Tiefensuchläufe* [6] über den die Prozesskette repräsentierenden Graph G realisiert werden. Dabei finden ein Tiefensuchlauf in Richtung der Graphkanten beginnend mit dem Startknoten und ein Tiefensuchlauf entgegen der Kantenrichtung beginnend mit dem Endknoten statt.

Wenn durch ein fehlerhaftes Modell die Graphstruktur nicht konsistent ist, ist das Prozesskettenmodell zu überarbeiten. Fehler in Prozesskettenmodellen treten auf, wenn z. B. Prozesse nicht eingebunden sind oder Abhängigkeiten fehlen oder fehlerhaft sind. Falls bei dieser Überarbeitung kein Fehler gefunden wird, so muss die Ursache der fehlgeschlagenen Konsistenzprüfung in einer unvollständigen oder fehlerhaften Prozessspezifikation liegen.

Bei einer konsistenten Graphstruktur werden die Werkstückeigenschaften, also die konkreten Werte der Prozessparameter, erfasst und es wird eine Überprüfung der Prozesskopplung, wie in Abschnitt 3.2 beschrieben, durchgeführt. Die Prozesskopplung untersucht die Kanten des Graphen, auf denen die Ausgabewerte des jeweiligen Vorgängerprozesses und die Eingabewerte des jeweiligen Nachfolgeprozesses annotiert sind. Falls die Prozesskopplung nicht regelkonform ist, wird überprüft, ob das Modell oder die erfassten Werte der Grund dafür sind. Bei der Werteerfassung ist die Vollständigkeit eine große Schwierigkeit, da anfänglich der Umfang und die Art der benötigten Werte nicht immer bekannt sind. Zur Überarbeitung der Prozesskopplung können mehrere Iterationen aus Werteerfassung und Konsistenzprüfung durchlaufen werden.

Bei konsistenten Prozesskopplungen werden die Prozessvarianten hinzugefügt, die Prozesshierarchie aufgebaut und es wird diese, wie in Abschnitt 3.1 beschrieben, überprüft. Schlägt die Konsistenzprüfung bezüglich der Prozesshierarchie fehl, werden die Prozessvarianten und alternativ das Prozessmodell überprüft. Jede Variante eines Prozesses muss bei gleichem Input den gleichen Output erzeugen. Wenn der gesamte Ablauf durchlaufen ist (mit letztem Schritt Konsistenz der Prozesshierarchie), ist das gesamte Prozesskettenmodell konsistent.

5 Verwandte Arbeiten

Die elektronische Verarbeitung von Prozessketten erfolgt meist innerhalb von Systemen für das Produktdatenmanagement (PDM) [7]. Derzeit existiert eine große Vielfalt derartiger Systeme, die aber meist an die speziellen Bedürfnisse einzelner Unternehmen angepasst sind. Ein standardisiertes Modell für Prozessketten fehlt daher bisher. Ein Datenmodell zur Erfassung der Eigenschaften und Parameter der Prozesse einer Prozesskette wurde in [8] entwickelt. Dieses Modell ist zur Integration in PDM-Systeme geeignet, bildet allerdings nicht die globale Abhängigkeitsstruktur zwischen den Prozessen einer Prozesskette ab.

Weitere verwandte Arbeiten stammen aus der Modellierung von Geschäftsprozessen. Geschäftsprozesse beschreiben den Ablauf einer Menge von Tätigkeiten in einem Unternehmen oder einer Verwaltung, die darauf ausgerichtet sind, ein bestimmtes Produkt zu erzeugen oder eine bestimmte Dienstleistung zu erbringen. Dazu werden insbesondere auch die an den Tätigkeiten beteiligten Personen und Abteilungen berücksichtigt. Zur Darstellung werden häufig ereignisgesteuerte Prozessketten (EPK) [9] eingesetzt, die aus einer Abfolge von Ereignissen und Funktionen (Tätigkeiten) bestehen, wobei die Funktionen durch das Auftreten von Ereignissen angestoßen werden. Technisch gesehen ist eine EPK ein gerichteter Graph mit unterschiedlichen Typen von Knoten. Zur

Konsistenzprüfung von EPKs wurden Verifikationsregeln definiert, zu deren Anwendung eine gegebene EPK zunächst in ein äquivalentes Petri-Netz umgewandelt werden muss [10]. Eine Alternative zu EPKs ist die grafische Modellierungssprache BPMN (Business Process Model and Notation) [11], die eine Vielzahl verschiedener Objekte und Interaktionsmöglichkeiten zwischen diesen Objekten unterstützt. Objekte können beispielsweise Prozesse und die Interaktionen eine Nacheinanderausführung sein. Im Gegensatz zu dem in diesem Artikel vorgestellten Modell sind EPKs und BPMN nicht auf die Eigenschaften von Produktionsprozessen wie beispielsweise die Eigenschaften der Eingabe- und Ausgabewerkstücke ausgelegt.

Die Optimierung einer gegebenen Prozesskette mit mehreren alternativen Fertigungsabläufen in Bezug auf den Energieverbrauch wird in [12] betrachtet. Eine Prozesskette wird dabei als gerichteter Graph dargestellt, wobei die verfügbaren Varianten durch unterschiedliche Pfade im Graph modelliert werden. Im Gegensatz zu dem in diesem Artikel vorgestellten Modell für Prozessketten werden keine regelbaren Parameter und benötigte Ressourcen abseits des Energieverbrauchs berücksichtigt.

6 Zusammenfassung

In diesem Artikel wurde ein Prozesskettenmodell basierend auf hierarchischen gerichteten azyklischen Graphen vorgestellt. Die Eigenschaften der Prozesse einer Prozesskette werden durch Annotationen an den Knoten und Kanten des Graphen erfasst. Die möglichen Annotationen sind im Modell flexibel gestaltet, so dass eine große Vielfalt von Prozessen definiert werden kann und die Erweiterbarkeit für zukünftige Entwicklungen gegeben ist. Basierend auf dem entwickelten Prozesskettenmodell wurden Regeln zur Prüfung eines gegebenen Modells auf Konsistenz definiert, durch die verschiedene Modellierungsfehler erkannt werden können. Ein derartiges Prozesskettenmodell bildet zusammen mit den formulierten Verifikationsregeln eine wichtige Grundlage für die Unterstützung der virtuellen Produktentwicklung durch Softwarewerkzeuge und Optimierungsverfahren.

Danksagung

Die Autoren danken der europäischen Union (Europäischer Fonds für regionale Entwicklung) und dem Freistaat Sachsen für die Förderung des Spitzentechnologieclusters „Energieeffiziente Produkt- und Prozessinnovationen in der Produktionstechnik“ (eniPROD®).



Literaturangaben

- [1] Niemann, J.; Tichkiewitch, S.; Westkämpfer, E.: Design of Sustainable Product Life Cycles. Springer, Berlin u.a., 2009. DOI: [10.1007/978-3-540-79083-9](https://doi.org/10.1007/978-3-540-79083-9)
- [2] Jacobs, H.-J.; Dürr, H.: Entwurf und Gestaltung von Fertigungsprozessen. Planung und Steuerung der spanenden Teilefertigung. Fachbuchverlag Leipzig, 2002.
- [3] Putz, M.; Todtermuschke, M.; Böhme, J.: Energetische Prozesskettenbewertung mittels Prozess-Hilfs-Energie-Analyse. In Neugebauer, R.; Götze, U.; Drossel, W.-G. (Hrsg): Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung und Bewertung technischer Systeme – Erkenntnisse aus dem Spitzentechnologiecluster eniPROD, Tagungsband zum 1. und 2. Methodenworkshop der Querschnittsarbeitsgruppe 1 „Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung“, Wissenschaftliche Scripten, Auerbach, 2013, S. 159–168. URN: [urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-109067](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-109067)
- [4] Schubert, A.; Goller, S.; Sonntag, D.; Nestler, A.: Implementation of energy-related aspects into model-based design of processes and process chains. In 2011 IEEE International Symposium on Assembly and Manufacturing (ISAM), 2011. DOI: [10.1109/ISAM.2011.5942344](https://doi.org/10.1109/ISAM.2011.5942344)
- [5] International Organization for Standardization: STEP ISO 10303-1: Industrial automation systems and integration - Product data representation and exchange - Overview and Fundamental Principles, ISO TC184/SC4, 2004.
- [6] Cormen, T.H.; Leiserson, C.E.; Rivest, R.L.; Stein, C.: Introduction to Algorithms. MIT Press, 2009.
- [7] Eigner, M.; Stelzer, R.: Product Lifecycle Management - Ein Leitfaden für Product Development und Life Cycle Management. Springer, Berlin u.a., 2009. DOI: [10.1007/b93672](https://doi.org/10.1007/b93672)
- [8] Rüniger, G.; Schubert, A.; Goller, S.; Krellner, B.; Steger, D.: Integrating Energy-Saving Process Chains and Product Data Models. In: Glocalized Solutions for Sustainability in Manufacturing, Proceedings of the 18th CIRP Conference on Life Cycle Engineering (LCE 2011), Springer Berlin u.a., 2011, S. 519–524. DOI: [10.1007/978-3-642-19692-8_90](https://doi.org/10.1007/978-3-642-19692-8_90)
- [9] Keller, G.; Nüttgens, M.; Scheer, A.-W.: Semantische Prozeßmodellierung auf der Grundlage Ereignisgesteuerter Prozeßketten (EPK), Veröffentlichungen des Instituts für Wirtschaftsinformatik Saarbrücken, 1992, Heft 89.
- [10] Van der Aalst, W.: Formalization and Verification of Event-driven Process Chains, Information and Software Technology, 1999, 41(10), S. 639–650. DOI: [10.1016/S0950-5849\(99\)00016-6](https://doi.org/10.1016/S0950-5849(99)00016-6)
- [11] Object Management Group (OMG): Business Model and Notation (BPMN), Version 2.0.1. URL: www.omg.org/spec/BPMN/2.0.1/ [29.11.2013]
- [12] Fischer, A.; Helmberg, C.; Reghenspurgher, G.: Energy-sensitive process chain optimization on the example of forging. In: Neugebauer, R.; Götze, U.; Drossel, W.-G. (Hrsg): Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung und Bewertung technischer Systeme – Erkenntnisse aus dem Spitzentechnologiecluster eniPROD, Tagungsband zum 1. und 2. Methodenworkshop der Querschnittsarbeitsgruppe 1 „Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung“, Wissenschaftliche Scripten, Auerbach, 2013, S. 311–325. URN: [urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-109067](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-109067)

Ressourceneffizienz in der Reduktionswirtschaft – Erweiterung betrieblicher Ressourceneffizienz-Indikatoren um kreislaufwirtschaftliche Aspekte

*(Resource Efficiency in the Waste Industry – Enhancing Operational
Resource Efficiency Indicators by Including Aspects of the Circular Economy)*

Schrack, D.^{1*}; Prammer, H.K.¹

¹ Johannes Kepler Universität Linz, Institut für Betriebliche und Regionale Umweltwirtschaft, Linz

* corresponding author: daniela.schrack@jku.at

Abstract

Ressourceneffizienz hat sich zu einer der bedeutendsten nachhaltigkeitsbezogenen Zielsetzungen in Wirtschaft und Gesellschaft entwickelt. Auf politischer Ebene wird dies deutlich durch die im Jahr 2008 durch die Europäische Kommission ins Leben gerufene „Rohstoffinitiative“. Um die Nutzung der natürlichen Ressourcen sowie entsprechende Effizienzfortschritte auf Makro- und Mikroebene abzubilden, ist es erforderlich, aussagekräftige Indikatoren bereitzustellen, welche über das Effizienzprinzip hinausgehend das Konzept der ökologischen Kompatibilität einbeziehen. Ziel dieses Beitrags ist es, die Bedeutung des Kompatibilitätsprinzips darzustellen und klassische Ressourceneffizienz-Kennzahlen um reduktionswirtschaftliche Aspekte zu erweitern. Das vorgestellte Indikatorenset für Unternehmen der Produktions- und Reduktionswirtschaft beinhaltet eine Unterscheidung in technosphärische und ökosphärische Ressourceneffizienz, die Ergänzung der Input- und Outputobjekte um die Kategorien „Reduzenda“ und „Non-Produkt-Output“ sowie die Berücksichtigung von ökologisch kompatibel Output.

Increasing resource efficiency has become one of the main sustainability related objectives for economy and society. At a political level the importance of resource efficiency gets visible by the European Union's 'Raw materials initiative'. In order to measure the resource use and the improvements resulting from resource efficiency initiatives at the micro and macro level, it is essential to provide expressive indicators which go beyond the efficiency principle and include the concept of ecological compatibility. The aim of this article is to discuss the relevance of the compatibility principle and to enhance traditional resource efficiency indicators by involving aspects of waste and recycling management. The suggested indicator set for manufacturing, recycling and waste disposal companies includes a differentiation between technospheric and ecospheric resource efficiency, the input and output categories 'reducts' and 'non-product-output' as well as the term environmentally compatible output.

Keywords:

Ressourceneffizienz, Abfallwirtschaft, Reduktionswirtschaft, Finalreduzent, Effizienzindikatoren, Reduzenda, Non-Produkt-Output, Ökologische Kompatibilität, Technosphärische Effizienz, Ökosphärische Effizienz

Resource efficiency, waste management, reduction management, efficiency indicators, reducts, non-product output, ecological compatibility, technospheric efficiency, ecospheric efficiency

1 Einleitung

Der sparsame Umgang mit natürlichen Rohstoffen und die effiziente Nutzung von technosphärischen Rohstoffen gelten als Schlüsselemente für eine auf Nachhaltigkeit ausgerichtete Wachstums- und Beschäftigungspolitik in Europa. Im Jahr 2008 hat die Europäische Kommission die „Rohstoffinitiative“ zur Sicherung der Versorgung Europas mit den für Wachstum und Beschäftigung notwendigen Gütern zu fairen Marktbedingungen ins Leben gerufen sowie eine Ad-hoc Arbeitsgruppe zur Definition von „Kritischen Rohstoffen“ gebildet [1]. Im Jahr 2011 wurden Impulse zu einer (nachhaltigen) Weiterentwicklung von Rohstoff- und Grundstoffmärkten – konkretisiert im Hinblick auf den Zugang und die Verarbeitung von nicht-energetischen und nicht-landwirtschaftlichen (Sekundär-)Rohstoffen – im Sinne einer Bekräftigung der Rohstoffinitiative gesetzt [2].

Schließlich wurde im Rahmen einer Mitteilung der Kommission im Jahr 2012 die „Europäische Innovationspartnerschaft für Rohstoffe“ geschaffen, um die drohende Rohstoffverknappung in den nächsten Jahrzehnten insbesondere für die Hochtechnologie-Industrie zu überwinden. Zu diesem Zweck sollen die Politik auf EU- und Mitgliedsebene sowie entsprechende Initiativen und Maßnahmen auf Unternehmensebene besser koordiniert sowie Kapital und Humanressourcen öffentlicher und privater Hauptakteure entlang gemeinsamer Ziele und Messgrößen von der universitären Forschung bis zu relevanten Marktteilnehmern gebündelt werden [3].

Die Rohstoffinitiative der Europäischen Union beruht auf einem 3-Säulen Modell: 1) Sicherstellung gleicher Wettbewerbsbedingungen beim Zugang zu Rohstoffen in

Drittländern, 2) Förderung einer nachhaltigen Rohstoffversorgung aus europäischen Quellen und 3) Steigerung der Ressourceneffizienz und des Recyclings [1].

Mit den Zielsetzungen aus der zweiten und der dritten Säule wird die Bedeutung der Definition und Messung von Ressourceneffizienz offenbar sowie die Wichtigkeit der Reduktionswirtschaft hervorgehoben. National sowie international (auf Makroebene) existieren bereits viele Indikatoren bzw. Kennziffern für die Nutzung natürlicher Ressourcen. Auf der Mikroebene – d. h. auf betrieblicher Ebene – stellt sich insbesondere die Frage nach einer Erweiterung der klassischen Ressourceneffizienz-Indikatoren um reduktionswirtschaftliche Aspekte sowie die Anschlussfähigkeit dieser (erweiterten) Indikatoren mit (entsprechend erweiterten) Indikatoren auf der nationalen und übernationalen Ebene.

Eine auf Nachhaltigkeit ausgerichtete Rohstoff- bzw. Ressourcenwirtschaft¹ kann sich jedoch nicht mit der Gestaltung (und Messung) von Ressourceneffizienz begnügen. Zum einen werden die natürlichen Grenzen der ökologischen Tragfähigkeit durch betrieblich direkt oder indirekt ausgelöste Emissionen gesamthaft ausgeblendet, zum anderen vermag die Steigerung der Ressourceneffizienz die Erschöpfung bestimmter Primärrohstoffe zwar zum Teil erheblich hinauszuschieben, jedoch das Kernproblem einer Übernutzung der natürlichen Kapazitäten nicht zu lösen.

Daher erfolgt im vorliegenden Beitrag eine Weiterentwicklung der klassischen Rohstoff- bzw. Ressourceneffizienz-Indikatoren unter Berücksichtigung jener Anforderungen, wie sie unter dem nachhaltigkeitsbezogenen Begriff der *ökologischen Kompatibilität* zusammengefasst werden können.

Das hier vorgestellte Indikatorenset umfasst eine Auswahl an Kennziffern für Unternehmen der Produktions- und Reduktionswirtschaft, welche einerseits dem Effizienzprinzip und andererseits dem Kompatibilitätsprinzip Rechnung tragen. Ziel dieses um den Kompatibilitätsgedanken erweiterten Ressourceneffizienz-Indikatorensets ist es, im Rahmen der Messung und Umsetzung einer nachhaltigen Wirtschaftsweise die Schwachstellen einer isolierten Betrachtung von Effizienz zu beheben und erste Ansätze einer Weiterentwicklung bereitzustellen.

Der Einsatz dieses Indikatorsets empfiehlt sich auf allen Ebenen der wirtschaftlichen Tätigkeit, d. h. auf der Ebene der Volkswirtschaften ebenso wie auf der Ebene der Einzelbetriebe oder im Rahmen von betriebsübergreifenden Netzwerken. Die Übertragbarkeit der im Rahmen des vorliegenden Beitrags dargestellten Indikatoren für die betriebliche Ebene auf Objekte mit erweiterten Systemgrenzen, wie etwa Netzwerke, Regionen oder Volkswirtschaften, ist gegeben.

Die praktische Relevanz der skizzierten Anforderungen zur umfassenden Messung von Ressourceneffizienz wird durch eine derzeit in Arbeit befindliche Studie der Au-

toren für das „Amt der oberösterreichischen Landesregierung“ zur „Abbildung der Ressourceneffizienz in Oberösterreich“ unterstrichen.

2 Theoretische Grundlagen zur Abbildung von Ressourceneffizienz in der Produktions- und Reduktionswirtschaft

Um ein nachhaltiges ökonomisches System gestalten zu können, ist es erforderlich, sich an gewissen Prinzipien zu orientieren. Zwei dieser Nachhaltigkeitsprinzipien – das Effizienz- und das Kompatibilitätsprinzip² – werden im folgenden Abschnitt vorgestellt und erörtert. Anschließend folgen eine Diskussion zur Bedeutung der Kreislaufwirtschaft und deren theoretische Fundierung mittels des ökologisch erweiterten produktionstheoretischen Modells nach *Dyckhoff*.

2.1 Die Prinzipien der Effizienz und der ökologischen Kompatibilität als Grundregeln für eine ökologisch nachhaltige Entwicklung

Das *Effizienzprinzip*, welches im Rahmen einer nachhaltigen Entwicklung große Bedeutung erlangt hat, orientiert sich am Wirtschaftlichkeitsprinzip der Ökonomie: Ziel ist, eine angestrebte Wirtschaftsleistung mit dem geringstmöglichen Einsatz von Stoffen und Energie zu erbringen bzw. einen gegebenen Stoff- und Energieeinsatz in ein Maximum an Wirtschaftsleistung zu transformieren. In den ökologischen Kontext übertragen, bedeutet dies, dass Menge und Effizienz der erstellten Wirtschaftsgüter durch die endlichen Kapazitäten der vorhandenen natürlichen Ressourcen sowie durch die Kapazität der Ökosphäre, schadlos Emissionen bzw. Einträge aufzunehmen, begrenzt sind. Der (wirtschaftlichen) Umsetzung des Effizienzprinzips stehen also die – an ökologisch-kritischen Bestands- und Emissionsgrenzen orientierten – Nachhaltigkeitsforderungen als limitierende Faktoren gegenüber [6-8].

Für die Umsetzung einer nachhaltigen Wirtschaftsweise kann jedoch nur insoweit ein Beitrag geleistet werden, als *lediglich relative ökonomische und ökologische Verbesserungen* in den betrachteten Systemen (Prozesse, Produktsysteme) erreicht werden können („*Jess bad is no good*“, [9]).

Das *Prinzip der ökologischen Kompatibilität* stellt hier gewissermaßen einen „Gegenpol“ zur Auffassung dar, Bestands- und Emissionsgrenzen als einschränkende Nebenbedingung zu betrachten bzw. anthropogene Stoff- und Energieflüsse unter Nachhaltigkeitsaspekten auf ein schadloses Maß zu vermindern bzw. zu vermeiden. Vielmehr ist mit dem Prinzip der ökologischen Kompatibilität die Vorstellung verbunden, dass die Entnahmen aus der

¹ Während der Rohstoffbegriff die wirtschaftliche Abbaubarkeit inkludiert und in der Natur vorkommende Stoffe umfasst, die abgebaut, gefördert und weiterverarbeitet werden, versteht man unter „Ressource“ die (größtmögliche) zur Verfügung stehende Menge eines Rohstoffes (ohne wirtschaftliche Implikationen). In der – von der Ressourcenökonomie abweichenden – Schauweise der Ökologie werden Boden, Wasser, saubere Luft und biologische Vielfalt zum Begriff der natürlichen Ressourcen zusammengefasst [4].

² Das im einschlägigen Schrifttum häufig unter „Konsistenz“ zusammengefasste Prinzip kann auch als „Prinzip der ökologischen Kompatibilität“ bzw. „Kompatibilitätsprinzip“ benannt werden [5], was die angestrebte Umweltverträglichkeit anthropogener Stoffe stärker betont [6].

natürlichen Umwelt und die Einträge in die natürliche Umwelt so gestaltet werden können, dass die auf den Naturhaushalt abgestimmten Kapazitätsgrenzen keinesfalls überschritten werden (müssen) [5, 10-12]. Für die erfolgreiche Umsetzung des Prinzips der ökologischen Kompatibilität in Wirtschaft und Gesellschaft sind an vorderster Stelle eine entsprechend ausgerichtete Innovations- und Technologiepolitik zu nennen. Eine so verstandene Nachhaltigkeit bedeutet, dass im Zuge einer ökologisch kompatiblen Gestaltung von anthropogenen Stoff- und Energieflüssen auch hohe Stoffumsätze zwischen Ökosphäre und Technosphäre getätigt werden können. Das bedeutet, dass auch eine große Menge an Entnahmen von Ressourcen aus der Ökosphäre oder eine große Menge an Einträgen von technosphärischen Stoffflüssen in die Ökosphäre zulässig sind, sofern die natürlichen Bestands- bzw. Belastungsgrenzen nicht überschritten werden.

Ökosphäre wird in diesem Zusammenhang definiert als der Raum, der die Gesamtheit der Ökosysteme – also die Gesamtheit aller Lebewesen sowie ihren Lebensraum – beinhaltet [7, 12]. Die Technosphäre wird als eine durch den Menschen aus der Ökosphäre herausgebildete Sphäre angesehen. Ihre „Ausdehnung“ beschränkt sich auf die menschlich direkt oder indirekt kontrollierbaren Stoffbestände, Stoffströme und Energieflüsse. Die Frage nach der Kontrolle der von der Natur „geborgten“ Stoffe steht bei der Abgrenzung der Sphären also im Mittelpunkt [12].³

Die Steigerung der Ressourcenproduktivität⁴ kann die Erschöpfung bestimmter (Energie-)Rohstoffe erheblich hinausschieben. Daher können dem Effizienzprinzip durchaus kurz- und mittelfristige Entlastungseffekte zugeschrieben werden. Isoliert eingesetzt vermag das Effizienzprinzip das Kernproblem einer nicht-nachhaltigen Beanspruchung der natürlichen Umwelt letztlich nicht zu lösen; das Kernproblem wird nur aufgeschoben [6]. Eine längerfristig ausgerichtete ökologisch verträgliche Wirtschaftsweise verspricht das Kompatibilitätsprinzip. Sie erfordert jedoch zeitlich und räumlich weitreichende ökologische Innovationen in Wirtschaft und Gesellschaft, die mit einem tief greifenden Strukturwandel verbunden sind [6, 14].

So können zwar beide Grundprinzipien isoliert verfolgt werden, in kombinierter Weise entfalten sie jedoch eine deutlich bessere Wirksamkeit. Werden vor oder parallel zur Umsetzung des Kompatibilitätsprinzips effizienzverbessernde Maßnahmen eingesetzt, lässt sich der Übergangszeitraum für den vorhin angesprochenen Strukturwandel ausdehnen, womit sich die Auswirkungen bis zum Erreichen der ökologischen Kompatibilität ökonomisch und sozial abfedern lassen [6].

2.2 Der Beitrag der Reduktionswirtschaft zu einer ressourceneffizienten Gesellschaft

Unternehmen der Abfall- und Recyclingwirtschaft (Reduktionswirtschaft) spielen in einem nachhaltigen Wirtschaftssystem eine herausragende Rolle. Solange Produzenten und Konsumenten Abfälle und Abwasser erzeugen, wird die Bedeutung der Reduktionsunternehmen und die Entwicklung einer nahezu geschlossenen Stoffkreislaufwirtschaft steigen (müssen).

Die Grundidee für die Befassung mit einer nachhaltigkeitsorientierten Stoffkreislaufwirtschaft und der verstärkten Aufmerksamkeit auf die Reduktionswirtschaft als Pendant zur Produktionswirtschaft ist die Tatsache, dass die technosphärische Umwandlung von Input- in Outputobjekte sich nahezu ausschließlich in Form von Kuppelproduktionsprozessen vollzieht. Dies bedeutet, dass neben den erwünschten Produkten auch unerwünschte Nebenprodukte – vielfach handelt es sich hierbei um hochresistente Abfälle – hervorgebracht werden. Zum einen erfährt die natürliche Umwelt⁵ durch die heutige noch Großteils dominierende „Durchflusswirtschaft“ einen anhaltenden Abbau von Primärrohstoffen (Entnahme von natürlichen Ressourcen als quantitatives Anpassungsproblem⁶), zum anderen eine ständige Zunahme von – teilweise hochtoxischen – Einträgen in die natürliche Umwelt, die diese nicht mehr in ihre Strukturen und Abläufe zu integrieren vermag (qualitatives Anpassungsproblem) [12].

Soll die natürliche Umwelt langfristig in all ihren Funktionen dem Menschen zur Verfügung stehen, ist es erforderlich, die heutige „Durchflusswirtschaft“ durch eine technosphärische mit der natürlichen Umwelt kompatible Stoffkreislaufwirtschaft zu ersetzen. Vielfach wird diese angestrebte Entwicklung auch als „Kreislaufwirtschaft statt Abfallwirtschaft“ betitelt [12, 16].

Die Idee einer technosphärischen Stoffkreislaufwirtschaft basiert auf der Vorstellung, das Wirtschaften im Außenverhältnis zur Ökosphäre den natürlichen Strukturen und (geo-)chemisch-physikalischen Stoffkreislaufprozessen anzupassen, während im Innenverhältnis neben natürlichen oder naturnahen Stoffwechselprozessen auch naturferne oder künstliche Prozesse angelegt sind, wobei letztere einem besonderen Regime unterliegen, um eine unkontrollierte Diffusion in die Ökosphäre zu vermeiden [12].

Ziele der Stoffkreislaufwirtschaft (wie sie etwa durch die Einführung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes [17] durch die deutsche Bundesregierung unterstützt wird) sind der effiziente Umgang mit den begrenzt zur Verfügung stehenden natürlichen Ressourcen sowie die Minimierung der betrieblichen Umweltwirkungen [12].

Die Hauptaufgabe der technosphärischen Stoffkreislaufwirtschaft ist es, unerwünschte Outputkomponenten,

³ Ausführlich zur Definition von Ökosphäre und Technosphäre siehe [6, 12, 24].

⁴ Cantner, Krüger und Hanusch grenzen den Produktivitäts- vom Effizienzbegriff folgendermaßen ab: Während man unter Produktivität allgemein den Quotienten aus dem Produktionsergebnis (d. h. dem Output) und den eingesetzten Produktionsfaktoren (Input) versteht, beinhaltet Effizienz die Gegenüberstellung von Zielerträgen und den zur Realisierung dieser Ziele erforderlichen Mitteln (ökonomisches Prinzip). Produktivität wird hierbei als eine spezifische inhaltliche Ausprägung von Effizienz angesehen [13].

⁵ Im Rahmen des vorliegenden Beitrags werden Ökosphäre und natürliche Umwelt als Synonyme verstanden.

⁶ Ein quantitatives Anpassungsproblem entsteht, wenn (zu) große Stoffmengen umgewälzt und verlagert werden und die natürliche Umwelt dadurch Störungen, Belastungen oder einen ökologischen Schaden erfährt [12]. Dies betrifft also nicht nur Entnahmen von Ressourcen aus der natürlichen Umwelt, sondern auch Einträge von der Technosphäre in die natürliche Umwelt.

d. h. anthropogene Abfälle, weitestgehend in der Technosphäre zu belassen und stofflich im Kreislauf zu halten. Sofern dies unter den gegebenen technisch-wirtschaftlichen Rahmenbedingungen nicht möglich ist, sollen diese Stoffe in transformierter Form möglichst umweltschonend wieder in die Ökosphäre integriert werden [18]. Es ist also erforderlich, technosphärische Stoffströme zu kontrollieren und zu regulieren sowie die Stoffeigenschaften an die natürliche Umwelt im Sinne der ökologischen Kompatibilität anzupassen [12].

Die Aufgabe dieser technosphärischen Stoffkreislaufwirtschaft können teilweise auch produzierende Unternehmen wahrnehmen (sog. „Re-Produzenten“), indem neben Primärrohstoffen auch Sekundärrohstoffe oder sog. „Reduzenda“ eingesetzt werden, wie im nächsten Abschnitt näher beschrieben wird. Die Hauptaufgabe der Reduktion von unerwünschten Outputobjekten obliegt jedoch nach wie vor den Reduktionsunternehmen, deren Zweck die Umwandlung von unerwünschten Outputobjekten, wie z. B. Abfällen oder Abwasser, in Sekundärmaterialien oder Nutzenergie (Pre-Reduzenten) bzw. die Umwandlung in naturkompatible Outputstoffe (Finalreduzenten) ist [19].

Auch wenn der Hauptzweck der Finalreduzenten nicht die Produktion marktfähiger Güter ist, so erfordert der wirtschaftliche Betrieb solcher Unternehmen die Verbesserung ihrer Material- und Energieeffizienz unter Berücksichtigung der ökologischen Kapazitätsgrenzen, worauf mit den nachfolgenden Ausführungen näher eingegangen wird.

3 Grundsätzliche Überlegungen zur Erweiterung betrieblicher Ressourceneffizienz-Indikatoren um reduktionswirtschaftliche Aspekte

3.1 Ressourceninput und Ressourceneffizienz in Bezug auf Ökosphäre und Technosphäre

Wie bereits skizziert, wird ausgehend von der Unternehmensebene unter Ressourceneffizienz die Relation zwischen dem „Einsatz von Ressourcen“ und der erzielten „wirtschaftlichen Leistung“ verstanden. Der Ressourcenbegriff umfasst in diesem Beitrag ausschließlich stofflich-energetische Komponenten, die dem Unternehmen von außen zugeführt werden, um eine erwünschte Sach- und/oder Dienstleistungen zu erstellen. Die wirtschaftliche Leistung wird typischerweise mittels Sachgrößen wie etwa „Kilogramm Produkt-Output“ oder „Tonnen transportierte Ware“ oder mittels geeigneter Wertgrößen wie der „betrieblichen Wertschöpfung“ dargestellt.

Der Ressourceninput kann dabei direkt aus der natürlichen Umwelt (*Ökosphäre*) stammen oder aus der *Technosphäre*. Im ersten Fall werden (unbearbeitete) natürliche Ressourcen in Form von Rohmaterialien, Primär-energie(trägern), Wasser und Luft dem betrieblichen Transformationsprozess zugeführt. Diese Art des Ressourceninputs wird daher als *ökosphärischer Ressourceninput* bezeichnet. Im zweiten Fall handelt es sich bei den Inputkomponenten um veredelte Materialien, Sekundär- oder Endenergie (stoffgebunden, oder nicht stoffgebunden wie etwa „elektrische Energie“), Wasser und Luft von Versorgungsunternehmen bzw. Lieferanten. Diese Inputkomponenten werden daher gesamthaft als *technosphärischer Ressourceninput* bezeichnet.

Unter Bezugnahme auf die eben dargestellte Auftrennung der Ressourceninputs und unter nachhaltigkeits- und kreislaufwirtschaftlichen Gesichtspunkten kann das oben diskutierte Effizienzprinzip in zwei Unterprinzipien bzw. Effizienzarten zerlegt werden, und zwar in die *ökosphärische Ressourceneffizienz* und die *technosphärische Ressourceneffizienz*. Die *ökosphärische Ressourceneffizienz* misst das Verhältnis zwischen der erbrachten Wirtschaftsleistung und dem Einsatz von Gütern, die aus der natürlichen Umwelt stammen. Je niedriger der Anteil des ökosphärischen Ressourceninputs bei einem bestimmten Produktoutput ist, desto stärker ist die erbrachte Wirtschaftsleistung von der ökologischen Umwelt abgekoppelt.

Die *technosphärische Ressourceneffizienz* wird aus dem Verhältnis der erbrachten Wirtschaftsleistung („Produkt-Output“) und dem Einsatz jener Güter, die der Technosphäre entstammen, ermittelt. Sie misst die Wirksamkeit der Transformation vom technosphärischen Ressourceninput in die gewünschte Form des Outputs. Während die *ökosphärische Ressourceneffizienz* den funktions- und wertschöpfungsbezogenen (relativen) Durchsatz mit natürlichen Ressourcen ausdrückt und damit einen direkten Bezug zur ökologischen Kompatibilität aufweist, bringt die *technosphärische Ressourceneffizienz* den funktions- und wertschöpfungsbezogenen (relativen) Umlauf der Ressourcen aus technosphärischen Lagern zum Ausdruck, wobei der Bezug zur ökologischen Kompatibilität hier nur indirekt gegeben ist, da etwa eine Steigerung der *technosphärischen Ressourceneffizienz* zu einer geringeren Nutzung von Primärrohstoffen aus der Ökosphäre führt.

Zum *technosphärischen Ressourceninput* gehören auch die sog. „Reduzenda“, welche im nachfolgenden Abschnitt näher beschrieben werden. Der Einbezug von Reduzenda bei der Ermittlung der *technosphärischen Ressourceneffizienz* stellt eine erste nicht unbedeutende Erweiterung dar. Im Zuge einer sich stärker entwickelnden Stoffkreislaufwirtschaft wird der Anteil dieser Inputkomponenten aus *technosphärischen Lagern* eine immer größere wirtschaftliche und ökologische Rolle spielen (müssen).

3.3 Produktionstheoretische Überlegungen zum Einbezug reduktionswirtschaftlicher Aspekte

Für eine umweltorientierte Weiterentwicklung von Ressourceneffizienz-Indikatoren und den damit verbundenen erforderlichen Miteinbezug reduktionswirtschaftlicher Aspekte ist eine eingehende Analyse der Produktionstheorie von großem Interesse.

Das von Dyckhoff umweltorientiert erweiterte produktionstheoretische Modell nach Gutenberg [20] bezieht unerwünschte Kuppelprodukte, wie Abfälle, Abwasser und Emissionen ein.⁷

Nach dem Kriterium der Erwünschtheit nimmt Dyckhoff eine Dreiteilung von Objektarten vor und differenziert Input- und Outputobjekte in die Kategorien „Gut“, „Übel“ und „Neutrum“ [22]. Die nachfolgende Abbildung veranschaulicht Dyckhoffs umweltorientiert erweitertes produktionstheoretisches Modell.

| | | Physische Perspektive der Input-Output-Komponenten | | |
|--|--------|--|--|--------------|
| | | Input | Output | |
| Wirtschaftliche Perspektive der Input-Output-Komponenten | Güter | Produktionsfaktoren | Produkte | Non-Produkte |
| | Übel | Reduzenda | Abprodukte - Abfall - Abwasser - Abluft | |
| | Neutra | Freifaktoren | Freiprodukte | |

■ Realer Aufwand ■ Realer Ertrag ■ Ertragsneutral

Abb. 1: Modell der Einsatz- und Ergebnis-Kategorien der Produktion-Reduktion (Quelle: in Anlehnung an [6, 23])

Werden inputseitig Übel – also Abfälle oder Abwässer aus vorgelagerten Wertschöpfungsstufen – in den Produktionsprozess eingebracht, so spricht man vom Einsatz von *Redukten* bzw. *Reduzenda*,⁸ die sich ökonomisch

dadurch auszeichnen, dass ihr Einsatz definitionsgemäß mit dem Erzielen von Erträgen verbunden ist und nicht, wie bei *Produktionsfaktoren* mit realen Aufwänden.

Dieser „inputseitige“ Ertrag wird durch die Vernichtung oder Umwandlung von Übeln im Sinne einer Verringerung negativer Werte als Ziel des Transformationsprozesses erwirtschaftet [22]. *Abprodukte* sind unerwünschte Outputobjekte, wie etwa Emissionen sowie Abfälle und Abwässer, deren Anfall bzw. weitere Behandlung mit realen Aufwänden verbunden sind. Hingegen zeichnet sich der gewünschte Output (*Produkte*) im Rahmen einer ergebnisorientierten Analyse durch das Erzielen eines realen Ertrags aus [22]. *Neutra (Freifaktoren, Freiprodukte)* verhalten sich erfolgsneutral.

Um für Reduktionsunternehmen Effizienzkennziffern bilden zu können, wird das von Dyckhoff umweltorientiert erweiterte produktionstheoretische Modell im nachfolgenden Abschnitt ökologisch weiterentwickelt.

3.4 Produktionstheoretische Überlegungen für Finalreduzenten

Das nach Dyckhoff umweltorientiert erweiterte produktionstheoretische Modell umfasst bereits die Objektkategorien Reduzenda als Übel-Input und Abprodukte als Übel-Output. Trotz dieser indirekten Berücksichtigung von ökologieorientierten Aspekten weist dieses Modell nach wie vor eine stark ökonomische Perspektive auf. Um dieses Modell in Bezug auf die Finalreduzenten ökologisch weiter zu entwickeln, d. h. für deren betriebliche Ziele und Zwecke adäquate Outputkategorien bereitzustellen, wird das betrachtete Modell auf der Outputseite um eine (rein) ökologische Perspektive (nochmals) erweitert.

Das hier vorgestellte Modell (siehe Abb. 2) ergänzt das Modell Dyckhoffs für die Anwendung bei Finalreduzenten

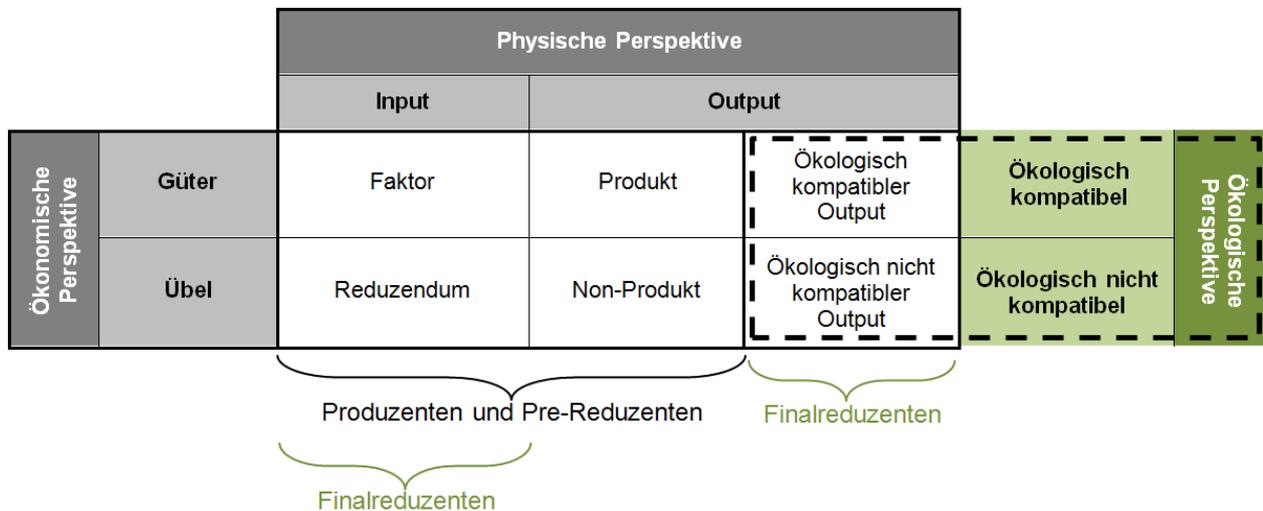


Abb. 2: Modell der Einsatz- und Ergebnis-Kategorien der Produktion-Reduktion, erweitert um die ökologische Perspektive für Finalreduzenten (Quelle: eigene)

⁷ In der traditionellen Produktionstheorie blieben unerwünschte Kuppelprodukte (d. h. Abfälle, Abwasser, Emissionen) lange Zeit unberücksichtigt. Ein Grund hierfür war, auf der Outputseite eine „saubere Schnittstelle“ zwischen der Produktions- und Absatztheorie bereitzustellen. Zum anderen wurden auch auf der Inputseite Kuppelprodukte aus vorgelagerten Wertschöpfungsstufen sowohl mengen- als auch wertmäßig vernachlässigt [6, 21].

⁸ Dyckhoff bezeichnet ein Inputobjekt, dessen Vernichtung eine (bezielte) Leistung darstellt, als „Redukt“. Der Begriff Redukt stellt hier das ökonomische Pendant (Ertrag auf der Inputseite) zum Produkt (Ertrag auf der Outputseite) dar [6, 23]. Liesegang und Sterr beschreiben dieses jedoch als „Reduzendum“. Dieser gewählte Begriff benennt treffend das zu reduzierende Objekt als Ziel des Transformationsvorganges und fokussiert somit den ökologisch-stofflichen Kontext, weswegen im vorliegenden Beitrag dieser Begriff präferiert wird [6, 12].

um die beiden Outputkategorien „ökologisch kompatibler Output“ und „ökologisch nicht kompatibler Output“. Da, wie bereits beschrieben, der Hauptzweck eines Finalreduzenten nicht die Produktion eines marktfähigen Gutes ist, sondern die Umwandlung von unerwünschten Inputobjekten (Reduzenda) in einen naturkompatiblen Output, beschreiben folglich die beiden Bezeichnungen „Produkt“ und „Non-Produkt“ nicht in adäquater Weise die bezweckten Ergebniskategorien eines Finalreduzenten.

Es ist hierbei zu beachten, dass der ökologisch kompatible Output im Hinblick auf die Erwünschtheit unter den Begriff des „Guts“ zu subsumieren ist, wobei jedoch zu berücksichtigen ist, dass in Bezug auf die Ergebniskategorie outputseitig i. d. R. kein realer Ertrag erwirtschaftet wird.

Der ökologisch nicht kompatible Output ist unerwünscht und auch ökonomisch (da outputseitig mit Kosten verbunden) als „Übel“ einzustufen. Die ökonomische Perspektive in Bezug auf die Outputobjekte zeigt sich somit als Pendant zur ökologischen Perspektive.

Eine Übertragung dieser ökologischen Perspektive auf die Inputkategorien „Faktoren“ und „Reduzenda“ ist nicht ohne weiteres möglich, da nicht davon ausgegangen werden kann, dass Produktionsfaktoren per se ökologisch kompatibel und Reduzenda per se ökologisch nicht kompatibel sind.

4 Nachhaltigkeitsorientierte Ressourceneffizienz-Indikatoren für die Produktion-Reduktion

Basierend auf den obigen Ausführungen zum Effizienzprinzip und zu den produktions- und kostentheoretischen Überlegungen einer kreislaforientierten Wirtschaftsweise werden nachfolgend bestehende Ressourceneffizienz-Indikatoren um reduktionswirtschaftliche Aspekte erweitert.

Die im Rahmen des Indikatorensets ausgewählten Indikatoren werden nun für die betriebliche Ebene dargestellt, wenngleich – wie einleitend erwähnt – die Übertragbarkeit auf die Makroebene gegeben ist. Die Anwendung dieses Indikatorsets ist also ebenenunabhängig. Die mit dem Indikatorset verbundene Aussagekraft variiert jedoch mit der Festlegung der Systemgrenzen, d. h. der Mächtigkeit des zu betrachtenden und zu bewertenden Objektes. Dies wird bei der Interpretation von Indikatoren deutlich, die Non-Produkt-Outputs beinhalten, die innerhalb der Technosphäre verbleiben: Während Reststoffe als Abfallströme von Betrieben die Systemgrenze des Betriebes (definitionsgemäß) überschreiten und entsprechende Indikatoren dies zum Ausdruck bringen, gehen die selben Reststoffe bei einem Objekt mit erweiterter Systemgrenze (etwa bei einem Produktions-Reduktions-Netzwerk) nicht in den gleichen Indikator ein, sofern diese Reststoffströme innerhalb der Systemgrenzen des Objektes verbleiben.

Das Indikatorset enthält im Rahmen dieses Beitrags ausgewählte Indikatoren für Produzenten, Pre-Reduzenten und Finalreduzenten. Die Indikatoren für Produzenten und Pre-Reduzenten umfassen:

- ausgewählte „klassische“ Effizienzindikatoren, differenziert nach Rohstoff- und Betriebsstoff-Input
- zusätzlich: Effizienzindikatoren mit dem Fokus auf Non-Produkt-Output
- zusätzlich: Effizienzindikatoren mit dem Fokus auf der Unterscheidung zwischen Ökosphäre und Technosphäre

Für Finalreduzenten werden folgende Indikatoren gebildet:

- Effizienzindikatoren mit dem Fokus auf ökologisch (nicht) compatiblen Output und Reduzenda-Input

4.1 Generelle Kriterien zur Bildung eines Ressourceneffizienz-Indikatorensets

Bevor die Indikatoren zur Ressourceneffizienz für die drei Unternehmenstypen „Produzent“, „Pre-Reduzent“ und „Finalreduzent“ vorgestellt werden, ist es erforderlich, die generellen Anforderungen für die Bildung von Ressourceneffizienz-Indikatoren zu klären. *Giljum et al.* definieren grundlegende Kriterien zur Bildung eines Indikatorensets für die Ressourcennutzung, welche auf die beschriebenen Indikatoren für Ressourceneffizienz übertragbar sind [25].

Zuerst gilt es, sicherzustellen, dass mittels des Indikatorensets potentielle Veränderungen oder Verlagerungen von Umweltbelastungen zwischen unterschiedlichen Ressourcenarten oder Regionen identifiziert werden können. Darüber hinaus sollten die Indikatoren neben betrieblichen Entscheidungsträgern auch für politische Entscheidungsträger von Bedeutung sein. Ressourcenindikatoren sollten möglichst einfach an eine breite Masse an Stakeholder kommunizierbar sein. Ein wesentlicher Punkt, den *Giljum et al.* definieren, ist die Berücksichtigung einer Life-Cycle-Perspektive und das Aufzeigen von möglichen indirekten Effekten auf die Kennziffern durch Importe und Exporte. Dies spielt jedoch vor allem bei der Bildung von Ressourcenindikatoren auf Meso- oder Makroebene (Regionen, Nationen) eine wichtige Rolle. Schließlich gilt es, Doppelzählungen zu vermeiden und die Anwendbarkeit auf unterschiedlichen ökonomischen Ebenen (Mikro-, Meso- und Makro-Ebene) sicherzustellen [25]. Einzelne hier beschriebene Voraussetzungen werden zusätzlich im Rahmen der Diskussion (Abschnitt 5) erörtert.

4.2 Bestehende Ressourceneffizienz-Indikatoren für die Mikro- und die Makro-Ebene

Wie bereits in der Einleitung angesprochen, existieren vielzählige Varianten, Ressourceneffizienz auf Mikro- und Makroebene zu messen und abzubilden.⁹

Über zwei Jahrzehnte rückblickend ist der von *Schmidt-Bleek* entwickelte Indikator MIPS (material input per service unit) zu nennen. In seiner weiterentwickelten Form wird er heute als Business Resource Intensity Index (BRIX) im Zusammenhang mit der Messung von Ressourceneffizienz diskutiert [7, 26].

⁹ Hierzu ist anzumerken, dass im einschlägigen Schrifttum nicht immer streng zwischen Ressourcennutzung und Ressourceneffizienz unterschieden wird.

Auf der Mikroebene können gemeinhin Umweltleistungskennziffern als Ressourceneffizienz-Indikatoren herangezogen werden. So sind seit Januar 2010 im Rahmen von EMAS III beispielsweise die Kennziffern Materialeffizienz und Energieeffizienz verpflichtend zu bilden und im Rahmen der Umwelterklärung zu publizieren [27]. Zudem existieren Analysen zum ökologischen Fußabdruck, dem Carbon Footprint oder Wasserfußabdruck – jedoch beinhalten diese Indikatoren keine ökonomischen oder monetären Parameter.

Auf Makroebene erlangt das Konzept der Ressourceneffizienz weitere Verbreitung als auf Unternehmensebene [28]. In diesem Zusammenhang wird Ressourceneffizienz zumeist durch die Relation des Bruttoinlandsprodukts (BIP) zum nationalen Ressourcenverbrauch (engl. Domestic Material Consumption, DMC) abgebildet (BIP/DMC). Weitere Konzepte, welche die Ressourcennutzung darstellen, sind der Rohmaterialverbrauch (engl. Raw Material Consumption, RMC) sowie der Gesamtmaterialverbrauch (engl. Total Material Consumption, TMC) [29, 30].

Die wesentlichen Kritikpunkte an dem Konzept der Ressourceneffizienz setzen vor allem an seiner Unfähigkeit an, Aussagen über die Toxizität bestimmter Stoffe zu treffen [9, 31] und inwieweit Stoffe in der Technosphäre verbleiben oder in die Ökosphäre dissipieren. Um diesen Kritikpunkten zu begegnen, wird nachfolgend ein differenziertes Konzept zur Abbildung von Ressourceneffizienz auf betrieblicher Ebene vorgestellt.

4.3 Ausgangspunkt für eine Erweiterung von betrieblichen Ressourceneffizienz-Indikatoren

Die nachfolgend in Abschnitt 4.4 beschriebenen Indikatoren fokussieren zum Großteil auf verschiedene Arten von Ressourcen in Relation zu ökonomischen Größen, wie etwa die Wertschöpfung für die Unternehmensebene oder das Bruttoinlandsprodukt für die Makroebene.

Da die Berechnung von Ressourcenverbrauch und Ressourceneffizienz zu allererst auf Stoff- und Energieflüssen basiert, erscheint es zweckmäßig, Effizienzindikatoren nicht nur in Relation zu monetären oder ökonomischen Größen zu setzen, sondern die Ressourceneffizienz auch durch physische Input-Output-Zusammenhänge darzustellen (Ressourceneffizienz i. w. S.).

Eine zielführende Weiterentwicklung ist es, den Non-Produkt-Output, als Relationsgröße zur Bildung von Ressourceneffizienz-Indikatoren miteinzuschließen. Non-Produkt-Output wird als jeglicher Output, der nicht Produkt-Output ist, definiert [32]. Ein Indikator, welcher den Anteil des Non-Produkt-Outputs in Relation zum Gesamt-Output darstellt, ist eine einfache, aber aussagekräftige Kennziffer, welche die Ineffizienz eines Prozesses oder anderen betrachteten Systems darstellt.¹⁰

Der Einbezug von Non-Produkt-Output in das Indikatorenset zur Illustration von Ressourceneffizienz kann für sämtliche produzierende Unternehmen angewandt werden: für klassische Produzenten, welche keine Reduzenda, sondern lediglich Produktionsfaktoren einsetzen, sowie auch für Pre-Reduzenten. Diese setzen zwar, wie bereits beschrieben, Reduzenda hauptsächlich mit dem Ziel, diese zu „reduzieren“, ein, deren Ziel ist aber ebenfalls die Produktion von marktfähigen Gütern (wie Sekundärmaterialien, Nutzenergie). Für Finalreduzenten, deren Hauptzweck die Umwandlung von Reduzenda in naturkompatiblen Output – die „Vernichtung von Übeln“ – ist, müssen jedoch andere Überlegungen zur Abbildung der Ressourceneffizienz herangezogen werden. Ressourceneffizienz hat für diese Art von Unternehmen eine andere Bedeutung und einen anderen Fokus als für klassische Produktionsunternehmen: Ziel ist die Erhöhung des naturkompatiblen Outputs und die Minimierung des nicht naturkompatiblen Outputs bei gleichbleibendem Reduzenda-Einsatz.

Im nachfolgenden Abschnitt wird näher auf die konkrete Ausgestaltung von Ressourceneffizienz-Indikatoren für Produzenten, Pre-Reduzenten und Finalreduzenten eingegangen.

4.4 Betriebliche Ressourceneffizienz-Indikatoren für die Produktions- und Reduktionwirtschaft

Bevor die Ressourceneffizienz-Indikatoren für die unterschiedlichen Unternehmenstypen dargestellt werden, ist vorzuschicken, dass es zweckmäßig ist, einen standardisierten *ökologischen Kontenrahmen* für die Erfassung der erforderlichen Input- und Outputflüsse einzusetzen [6]. Ein entsprechender Kontenrahmen steht für eine generell anwendbare Systematik, die die Vergleichbarkeit und Aussagekraft von Input- und Outputflüssen im Rahmen der Umweltbilanzierung wesentlich erhöht. Die Festlegung von einheitlichen Erhebungs- und Bewertungsmaßstäben ist jedoch mit großen methodischen Herausforderungen verbunden, da die für ökologische Analysen relevanten Eigenschaften der stofflich-energetischen Komponenten so mannigfaltig sind, dass sich in der Praxis bislang nur betriebsspezifische Kontenrahmen durchsetzen konnten. Einzig die grobe Unterteilung von Einsatzmaterialien in die Kategorien Rohstoffe bzw. Materialien, Wasser, Energie sowie die typische Unterteilung in Produkte, Verpackungen, Abfälle und Emissionen auf der Outputseite ist in produzierenden Betrieben als gängige Systematik anzutreffen [6, 27, 32, 38, 39].

Folgende Größen werden verwendet, um die nachhaltigkeitsorientierte Ressourceneffizienz für die unterschiedlichen Unternehmenstypen mittels Indikatoren abzubilden (siehe Tab. 1):

¹⁰ Mit der Identifikation von Non-Produkt-Output-Mengen und den damit verbundenen Kosten beschäftigt sich auch die Materialflusskostenrechnung, deren Ergebnisse als Basis für die Kennzahlen-Bildung fungieren können [33-37].

| Unternehmenstyp | Input- und Output-Kategorien | Bezugsgrößen |
|--------------------------------|--|--|
| Produzenten und Pre-Reduzenten | <ul style="list-style-type: none"> • Rohstoffe (aus der Ökosphäre) • Verarbeitete Materialien (aus der Technosphäre) • Produkt-Output • Non-Produkt-Output | <ul style="list-style-type: none"> • Menge des Produkt-Outputs • Betriebliche Wertschöpfung aus der Produktion von Gütern • Gesamt-Output-Menge |
| Finalreduzenten | <ul style="list-style-type: none"> • Ökologisch kompatibler Output • Ökologisch nicht kompatibler Output | <ul style="list-style-type: none"> • Betriebliche Wertschöpfung aus Vernichtung von Übeln • Menge der eingesetzten Reduzenda |

Tab. 1: Ausgewählte Input- und Outputkategorien und Bezugsgrößen zur Bildung von Ressourceneffizienz-Indikatoren für Produzenten, Pre-Reduzenten und Finalreduzenten (Quelle: eigene)

4.4.1 Betriebliche Ressourceneffizienz für Produzenten und Pre-Reduzenten

Die Entwicklung der Ressourceneffizienz-Indikatoren für Produzenten erfolgt in drei Schritten. Hierzu gilt anzumerken, dass die vorgestellten Indikatoren als Leitindikatoren zu interpretieren sind. Eine weitere Ausdifferenzierung einzelner Indikatoren, z. B. in verschiedene Ressourcentypen, wie biotische und abiotisch Materialien, wird als zweckmäßig erachtet.

Schritt 1: Abbildung der Materialeffizienz

Der Indikator „Betriebliche Materialeffizienz“ (siehe Tab. 2) veranschaulicht die Gesamt-Material-Intensität, d. h. den benötigten Ressourcenverbrauch pro Produkteinheit. Wenn der Materialverbrauch ins Verhältnis zur Wertschöpfung gesetzt wird, ist es zweckmäßig, den Kehrwert der betrieblichen Materialeffizienz als Indikator zu verwenden, um mit den klassischen Ressourceneffizienz-Indikatoren auf Makroebene vergleichbar zu sein.

| Bezugsgröße | Material-Input [kg] | Rohstoff-Input [kg] | Betriebsstoff-Input [kg] |
|---------------------|---|--|--|
| Produkt-Output [kg] | Betriebliche Materialeffizienz: $\frac{\text{GesamtInput [kg]}}{\text{ProduktOutput [kg]}}$ | Betriebliche Rohstoff-Effizienz: $\frac{\text{RohstoffInput [kg]}}{\text{ProduktOutput [kg]}}$ | Betriebsstoff-Effizienz: $\frac{\text{BetriebsstoffInput [kg]}}{\text{ProduktOutput [kg]}}$ |
| Wertschöpfung [€] | Betriebliche Materialproduktivität: $\frac{\text{Wertschöpfung [€]}}{\text{Gesamtinput [kg]}}$ | Betriebliche Rohstoff-Produktivität: $\frac{\text{Wertschöpfung [€]}}{\text{RohstoffInput [kg]}}$ | |

Tab. 2: Ressourceneffizienz-Indikatoren für Produzenten und Pre-Reduzenten mit dem Fokus auf Materialeffizienz (Quelle: eigene)¹¹

Die Auftrennung der Kennzahl „Betriebliche Materialeffizienz“ in die beiden Komponenten „Rohstoffe“ und „Betriebsstoffe“ ist zielführend, da Betriebsstoffe per Defini-

tion nicht Teil des Produktes werden, d. h. dem Non-Produkt-Output zugerechnet werden müssen und als Abfälle, Abwässer oder Emissionen das Unternehmen verlassen. Eine Trennung in die beiden Kennziffern Betriebliche Rohstoffeffizienz und Betriebsstoff-Effizienz erleichtert zudem das Aufdecken von Optimierungspotentialen. Die Verbindung des Betriebsstoffeffizienzes mit der Wertschöpfung als Bezugsgröße bietet sich als Kennzahl nur bedingt an, da Betriebsstoffe nicht ins Produkt einfließen und daher keinen direkten Beitrag zur Wertschöpfung liefern.

Schritt 2: Berücksichtigung des Non-Produkt-Outputs

Die folgenden beiden (In-)Effizienzkennziffern sind materialflussbezogen und typische physische Indikatoren im Rahmen der Materialflusskostenrechnung (siehe Tab. 3).

Im Gegensatz zu den in Schritt 1 vorgestellten Indikatoren, sind diese beiden Kennziffern ausschließlich Output-orientiert und geben die Effizienz bzw. Ineffizienz eines betrieblichen Produktionsprozesses oder Standortes wieder.

Die Gegenüberstellung der beiden gänzlich auf den Output bezogenen Effizienz- bzw. Ineffizienz-Kennzahlen zeigt dem Unternehmen auf einen Blick den Anteil der Abfälle, Abwässer und Emissionen, sprich, den nicht wertschöpfenden Produkt-Output. Die Summe beider Indikatoren muss 100 % ergeben. Das Ziel ist, den Anteil des Produkt-Outputs zu erhöhen, was letzten Endes zu einer Verbesserung der betrieblichen Materialeffizienz führt.

| Bezugsgröße | Produkt-Output [kg] | Non-Produkt-Output [kg] |
|--------------------|---|--|
| Gesamt-Output [kg] | Effizienz als Anteil des Produkt-Outputs [%]: $\frac{\text{ProduktOutput}}{\text{GesamtOutput}}$ | Ineffizienz als Anteil des Non-Produkt-Outputs [%]: $\frac{\text{NonProduktOutput}}{\text{GesamtOutput}}$ |

Tab. 3: Ressourceneffizienz-Indikatoren für Produzenten und Pre-Reduzenten mit dem Fokus auf Non-Produkt-Output (Quelle: eigene)

Schritt 3: Berücksichtigung von Ökosphäre und Technosphäre

Im Sinne des Kompatibilitätsprinzips, welches eine Kreislaufführung von Materialflüssen und eine möglichst geringe Inanspruchnahme der natürlichen Umwelt als Aufnahme- und Abgabemedium fordert, gilt es die Emissionen in die natürliche Umwelt möglichst zu verringern. Ziel ist es daher, bearbeitete (ökologisch nicht kompatible) Materialien möglichst in der Technosphäre zu belassen.

Die Kennziffer „Anteil des technosphärischen Outputs“ (Produkt-Output und technosphärischer Non-Produkt-Output) gibt an, zu welchem Anteil Roh- und Hilfsstoffe zu technosphärischen Gütern umgewandelt werden. Der Anteil des ökosphärischen Outputs hingegen zeigt auf, welcher Anteil des gesamten Outputs stofflich in die natürliche Umwelt dissipiert (siehe Tab. 4).

¹¹ Die Begriffe Betriebliche Materialeffizienz bzw. Materialproduktivität inkludieren die beiden Subkategorien „Rohstoff-Effizienz“ bzw. „Rohstoffproduktivität“ und „Betriebsstoff-Effizienz“. Aus Vereinfachungsgründen werden Hilfsmittel der Kategorie Rohstoffe zugeordnet, da diese ebenfalls Teil des Endprodukts werden.

| Bezugsgröße | In der Technosphäre verbleibender Output [kg] | In die Ökosphäre dissipierender Output [kg] |
|--------------------|--|--|
| Gesamt-Output [kg] | Technosphärische Effizienz als Anteil des technosphärischen Outputs [%]: $\frac{\text{ProduktOutput} + \text{NPO}_{\text{techn}}}{\text{GesamtOutput}}$ | Technosphärische Ineffizienz als Anteil des ökosphärischen Outputs [%]: $\frac{\text{NPO}_{\text{emiss}}}{\text{GesamtOutput}}$ |

Tab. 4: Ressourceneffizienz-Indikatoren für Produzenten und Pre-Reduzenten mit dem Fokus auf Technosphäre und Ökosphäre (Quelle: eigene)¹²

4.4.2 Betriebliche Ressourceneffizienz für Finalreduzenten

Auch Finalreduzenten, deren Hauptzweck darin besteht, unerwünschte Objekte in ökologisch kompatiblen Output umzuwandeln, setzen Hilfsstoffe (z. B. Heizöl zur Zusatzfeuerung) und Betriebsstoffe (Schmiermittel) ein. Der Hauptinput besteht jedoch aus Reduzenda. Wie bereits erwähnt, ist es erforderlich, die betriebliche Effizienz mithilfe weiterer Parameter zu messen. So ist die Effizienz eines Reduktionsunternehmens umso höher, je höher der naturkompatible Output im Vergleich zum Reduzenda-Einsatz ist. Die „Effizienz der Reduktion“ adressiert daher nicht nur das Effizienzprinzip, sondern weist einen sehr starken Bezug zum Kompatibilitätsprinzip auf und ist ökologisch aussagekräftiger als die simple Darstellung von Input-Output-Relationen.

Aus Gründen der Komplexitätsreduktion beschränkt sich die Berechnung der Effizienz von betrieblichen Prozessen der Reduzenten auf folgende Kennziffern:

| Bezugsgröße | Ökologisch kompatibler Output [kg] | Ökologisch nicht kompatibler Output [kg] |
|------------------------|--|--|
| Gesamt-Output [kg] | Effizienz der Reduktion als Anteil des ökologisch kompatiblen Outputs am Reduzenda-Input [%]: $\frac{\text{Ökol. kompatibler Output}}{\text{ReduzendaInput}}$ | Ineffizienz der Reduktion als Anteil des ökologisch nicht kompatiblen Outputs am Reduzenda-Input [%]: $\frac{\text{Ökol. nicht kompatibler Output}}{\text{ReduzendaInput}}$ |
| Reduktionsleistung [€] | Reduktions-Produktivität: $\frac{\text{Reduktionsleistung [€]}}{\text{Ökol. kompatibler Output}}$ | |

Tab. 5: Ressourceneffizienz-Indikatoren für Finalreduzenten mit dem Fokus auf ökologisch (nicht) kompatibelem Output und Reduzenda-Input (Quelle: eigene)

In Analogie zur Wertschöpfung bei Produktionsunternehmen, werden durch die sog. „Reduktionsleistung“ monetäre Werte im Rahmen des Reduktionsprozesses generiert (Erträge für die Annahme von Reduzenda und die Vernichtung von Übel). Der Indikator „Reduktions-Produktivität“ zeigt auf, welcher Wert durch die Umwandlung der Reduzenda in ein Kilogramm ökologisch kompatibler Output generiert werden kann.

Die hier für Reduktionsunternehmen dargestellten Kennziffern veranschaulichen deutlich die für eine nachhaltige Wirtschaftsweise erforderliche Verknüpfung von

Effizienz- und Kompatibilitätsgedanken. In den nachfolgenden beiden Abschnitten werden die im vorliegenden Beitrag präsentierten Überlegungen einer kritischen Reflexion unterzogen und ein Fazit gebildet.

5 Diskussion

Im Rahmen des Strebens nach einer Nachhaltigen Entwicklung, welche sich an kritischen Beständen und Emissionsbegrenzungen orientiert, kann Ressourceneffizienz nur insofern einen Beitrag leisten, indem relative Verbesserungen von Prozessen und Produktsystemen angestrebt werden. Dieser fundamentalen Kritik kann sich auch dieser Beitrag nicht entziehen; so bleiben Fragen und Diskussionspunkte zur Messung der umweltwirtschaftlichen Effektivität im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung offen, wenn auch Schritte getan wurden, um die Kritik abzumildern.

Ausgangspunkt für die Analyse der Messung und Abbildung von Ressourceneffizienz war die Befassung mit dem Effizienz- und Kompatibilitätsprinzip. Das verbindende Element für die Anwendung beider Prinzipien ist dabei die Stoffkreislaufwirtschaft. Dahinter steht die Annahme, dass ein effizienter Umgang mit Ressourcen ein hohes Maß an Bedarfsdeckung bei gleichzeitiger Berücksichtigung der natürlichen Grenzen der ökologischen Kompatibilität bzw. Tragfähigkeit sicherstellt.

Und gerade die Bemühung, dies in Kennzahlen auszudrücken, offenbart die praktischen Probleme wie auch die damit verbundenen theoretischen Grenzen einer angemessenen Quantifizierung. Zum einen sind die Kapazitätsgrenzen der natürlichen Umwelt (ausgedrückt in regionalen und globalen Umweltzustandsindikatoren und spezifischen kritischen Beständen) in vielfacher Hinsicht noch nicht ausreichend erforscht. Genau dieser Punkt kann beim Einsatz der hier vorgestellten Indikatoren zu Problemen führen: Es bleibt zunächst offen, nach welchen Maßstäben ökologisch kompatibler von nicht ökologisch kompatibelem Output zu unterscheiden ist.

Zum anderen stellt sich – insbesondere im Hinblick auf die Anschlussfähigkeit der betrieblichen Kennziffern auf die Meso- oder Makroebene – die Frage, wie man Unternehmen dazu bringt, einschlägige Daten zu erheben und für autorisierte Stellen verfügbar zu halten. Dies kann dann problematisch werden, wenn die Erhebung der erforderlichen Daten nicht im „ureigenen“ Interesse der Unternehmen liegt und ein nicht unerheblicher Aufwand damit verbunden ist, diese vorgeschlagenen Kennzahlen zu ermitteln oder gar mit Indikatoren (kritische Bestände, Umweltzustandsindikatoren) zu verknüpfen, die nach wie vor Gegenstand der wissenschaftlichen und politischen Auseinandersetzung sind.

Einzig regulatorische Eingriffe durch die (Umwelt-)Gesetzgebung können hier die nötigen Informationslücken füllen. Im Bereich der Ressourcenpolitik besteht hier u. a. die Problematik, dass auf Makroebene noch keine geeigneten Ansprechpartner für Betriebe (wie etwa Rohstoffbeauftragte oder Rohstoffagenturen) institutionalisiert sind oder diese erst im Aufbau begriffen sind.

¹² Die Abkürzung $\text{NPO}_{\text{techn}}$ steht für Non-Produkt-Output, welcher in der Technosphäre verbleibt, während der Begriff $\text{NPO}_{\text{emiss}}$ jenen Non-Produkt-Output bezeichnet, welcher in die Ökosphäre dissipiert.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Die Steigerung der Ressourceneffizienz kann die Erschöpfung bestimmter (Energie-)Rohstoffe zwar zum Teil erheblich hinausschieben und deshalb können den entsprechenden Maßnahmen kurz- und mittelfristige Entlastungseffekte im Sinne einer Entwicklung zu einer nachhaltigen Wirtschaft zugebilligt werden. Isoliert eingesetzt vermag die Steigerung der Ressourceneffizienz das Kernproblem einer nicht-nachhaltigen Beanspruchung der natürlichen Umwelt jedoch nicht zu lösen.

Deshalb erscheint es geboten, die Messung der Ressourceneffizienz unter weiter gefassten Anforderungen von Nachhaltigkeit zu sehen, d. h. stärker als bisher mit den Anforderungen der ökologischen Kompatibilität zu verknüpfen: Dazu wurden drei Arten von Betrieben unter kreislaufwirtschaftlichen Überlegungen beschrieben (Produzenten, Pre-Reduzenten und Finalreduzenten) sowie spezifisch ökosphärische und technosphärische Ressourceneffizienzen unterschieden. Darüber hinaus wurden Wesenselemente aus jüngeren produktionstheoretischen Überlegungen (Reduzenda, Non- Produkt-Output, naturkompatibler Output) in die Messung von Ressourceneffizienz und -kompatibilität eingeführt.

In Bezug auf die Weiterentwicklung der in diesem Beitrag vorgestellten Indikatoren muss die Forderung nach einer einheitlichen Abbildung und Bewertung der Entnahme von natürlichen Ressourcen erhoben werden. Eine besondere Bedeutung erfährt in diesem Zusammenhang das Konzept der Rohstoffäquivalente (engl.: Raw Material Equivalents; RME) im Sinne einer Lebenszyklusperspektive¹³ für die einzelnen Materialien und Energie(träger) des technosphärischen Inputs [24]. Die diesbezügliche Charakterisierung und Klassifizierung einer Vielzahl von verschiedenen technosphärischen Einsatzdimensionen in eine überschaubare Zahl einheitlicher ökosphärischer Einsatzdimensionen macht einen Vergleich der Effizienz von Prozessen oder Produktsystemen valide, deren Analyse und Ergebnisse zuvor mehr oder weniger unverbunden nebeneinander gestanden haben. Zudem bietet der Einsatz von Rohstoffäquivalenten eine Möglichkeit, Material- und Effizienzkennziffern der Mikroebene mit übergeordneten Kennziffern anschlussfähig zu machen [41]. Der Prozess der Abbildung von Ressourceneffizienz mittels Rohstoffäquivalenten stößt jedoch bislang auf große – sowohl methodische als auch praktische – Probleme. Die große Zahl der verschiedenen natürlichen Rohstoffe, die unterschiedlichsten Technologien zur Verwertung dieser Rohstoffe und schließlich die Vielzahl von Produkten, die aus der Transformation der natürlichen Rohstoffe entstehen, lässt bereits den Forschungsbedarf erahnen, der mit der Analyse und komplexitätsreduzierten Abbildung und Bewertung des Pfades vom Produkt bis zum Rohstoffäquivalent verbunden ist.

Literaturangaben

- [1] Europäische Kommission: Die Rohstoffinitiative - Sicherung der Versorgung Europas mit den für Wachstum und Beschäftigung notwendigen Gütern, Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat, KOM(2008) 699 endgültig/2, Brüssel, 2008.
- [2] Europäische Kommission: Grundstoffmärkte und Rohstoffe: Herausforderungen und Lösungsansätze, Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen, KOM(2011) 25 endgültig, Brüssel, 2011.
- [3] Europäische Kommission: Rohstoffe für das künftige Wohlergehen Europas nutzbar machen - Vorschlag für eine Europäische Innovationspartnerschaft für Rohstoffe, Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen, COM(2012) 82 final, Brüssel, 2012.
- [4] Bossel, H.: Umweltwissen, Daten, Fakten, Zusammenhänge, 2. Aufl., Springer, Heidelberg u. a., 1994.
- [5] Knaus, A.; Renn, O.: Den Gipfel vor Augen – unterwegs in eine nachhaltige Zukunft, Metropolis, Marburg, 1998.
- [6] Prammer, H.K.: Integriertes Umweltkostenmanagement – Bezugsrahmen und Konzeption für eine ökologisch nachhaltige Unternehmensführung, Gabler, Wiesbaden, 2009.
- [7] Schmidt-Bleek, F.: Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS – Das Maß für ökologisches Wirtschaften, Birkhäuser, Berlin, 1994.
- [8] von Weizsäcker, E.U.; Lovins, A.B.; Lovins, L.H.: Faktor vier. Doppelter Wohlstand – halbiertes Naturverbrauch, Der neue Bericht an den Club of Rome, Droemer-Knauer, München, 1995.
- [9] Braungart, M.; McDonough, W.; Bollinger, A.: Cradle-to-cradle design: creating healthy emissions – a strategy for eco-effective product and system design. In: Journal of Cleaner Production, 2007, 15:1337–1348. DOI: [10.1016/j.jclepro.2006.08.003](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.08.003)
- [10] Constanza, R.; Daly, H.; Bartholomew, J.A.: Goals, Agenda and Policy Recommendations for Ecological Economics. In: Constanza, R. (Hrsg.): Ecological Economics – The Science and Management of Sustainability, Columbia University Press, New York, 1991, S. 1–20.
- [11] Constanza, R.; Daly, H.: Natural Capital and Sustainable Development. In: Conservation Biology, 1992, 6(1):37–46. DOI: [10.1046/j.1523-1739.1992.610037.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610037.x)

¹³ Das sog. „Life Cycle Thinking“ oder die Lebenszyklusorientierung verfolgt eine bessere Realisierung von sowohl ökonomischen als auch ökologischen Zielen durch die Berücksichtigung des gesamten Lebenszyklus eines Produktes oder Materials bei der Analyse von Umwelt- oder Kostenwirkungen sowie im Hinblick auf Planungs- und Herstellungsprozesse [40].

- [12] Liesegang, D.G. (Hrsg.); Sterr, T.: Industrielle Stoffkreislaufwirtschaft im regionalen Kontext – Betriebswirtschaftlich-ökologische und geographische Betrachtungen in Theorie und Praxis, Springer, Berlin u. a., 2003. DOI: [10.1007/978-3-642-55666-1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-55666-1)
- [13] Cantner, U.; Krüger, J.; Hanusch, H.: Produktivitäts- und Effizienzanalyse – Der nichtparametrische Ansatz, Springer, Berlin u. a., 2007.
- [14] Huber, J.: Allgemeine Umweltsoziologie, 2. vollständig überarbeitete Aufl., Springer Fachmedien, Wiesbaden, 2011.
- [15] Hockerts, K.; Petmecky, A.; Hauch, S.; Seuring, S.: Servicekonzepte als Element einer öko-effizienten Kreislaufwirtschaft. In: Hockerts, K.; Petmecky, A.; Hauch, S.; Seuring, S.; Schweitzer, R. (Hrsg.): Kreislaufwirtschaft statt Abfallwirtschaft – Optimierte Nutzung und Einsparung von Ressourcen durch Öko-Leasing und Servicekonzepte, 2. Aufl., Schriften der Bayreuther Initiative für Wirtschaftsökologie e.V. Band 1, Ulm, 1995, S. 3–14.
- [16] Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt – Bewertungskriterien und Perspektiven für umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft“ des 12. Deutschen Bundestages (Hrsg.): Die Industriegesellschaft gestalten – Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen, Economica Verlag, Bonn, 1994.
- [17] Kreislaufwirtschaftsgesetz – KrWG (Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen) vom 24. Februar 2012 [BGBl. I, Nr. 10], in Kraft getreten am 1. Juni 2012
- [18] Souren, R.: Theorie betrieblicher Reduktion – Grundlagen, Modellierung und Optimierungsansätze stofflicher Entsorgungsprozess, Physica-Verlag, Heidelberg, 1996.
- [19] Malinsky, A.H.; Prammer, H.K.: Flusskostenorientiertes Stoffstrommanagement in nachhaltigkeitsorientierten Produktions-Reduktions-Netzwerken. In: Feldbauer-Durstmüller, B., Schwarz, R.; Wimmer, B. (Hrsg.): Handbuch Controlling und Consulting, Linde Verlag, Wien, 2005, S. 335–370.
- [20] Gutenberg, E.: Die Grundlagen der Betriebswirtschaftslehre, Band. 1: Die Produktion, 24. Auflage, Springer, Berlin u. a., 1983.
- [21] Dyckhoff, H.: Neukonzeption der Produktionstheorie. In: Zeitschrift für Betriebswirtschaft (ZfB), 2003, 73(7):705–732
- [22] Dyckhoff, H.: Produktionstheorie – Grundzüge industrieller Produktionswirtschaft, 5. Aufl., Springer, Berlin u. a., 2006.
- [23] Dyckhoff, H.: Betriebliche Produktion – Theoretische Grundlagen einer umweltorientierten Produktionswirtschaft. Springer, Berlin u. a., 1992.
- [24] Liesegang, D.: Reduktionswirtschaft als Komplement zur Produktionswirtschaft – eine globale Notwendigkeit, Reihe: Diskussionsschriften der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät der Universität Heidelberg, Band 185 (November), Heidelberg, 1992.
- [25] Giljum, S.; Burger, E.; Hinterberger, F.; Lutter, S.; Bruckner, M.: A comprehensive set of resource use indicators from the micro to the macro level. In: Resources, Conservation and Recycling, 2011, 55:300–308. DOI: [10.1016/j.resconrec.2010.09.009](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.09.009)
- [26] Reisinger, H.; Kanatschnig, D.; Giljum, S.; Burger, E.; Manstein, C.: Bewertung und Gewichtung von Ressourceninputs, Endbericht Arbeitspaket 6, o. O., 2010.
- [27] EMAS III (Verordnung (EG) Nr. 1221/2009 des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 25. November 2009 über die freiwillige Teilnahme von Organisationen an einem Gemeinschaftssystem für Umweltmanagement und Umweltbetriebsprüfung und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 761/2001, sowie der Beschlüsse der Kommission 2001/681/EG und 2006/193/EG
- [28] BIO Intelligence Service; Institute for Social Ecology (SEC); Sustainable Europe Research Institute (SERI): Assessment of resource efficiency indicators and targets. Final report prepared for the European Commission, DG Environment, 2012.
- [29] Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Ressourceneffizienz-Aktionsplan (REAP) – Wegweiser zur Schonung natürlicher Ressourcen, Wien, 2012.
- [30] BIO Intelligence Service: Modelling of Milestones for achieving Resource Efficiency, Turning Milestones into Quantified Objectives – further analysis on selected indicators, Prepared for the European Commission, DG Environment, 2013.
- [31] Braungart, M.; Rivière, A.; Ketelhut, R.: Eco-effective design of products and production systems – Eight theses on methodological and institutional prerequisites. In: Seiler-Hausmann, J.D.; Liedtke, C.; von Weizsäcker, E.U. (Hrsg.): Eco-efficiency and Beyond, Greenleaf Publishing Limited, Sheffield, 2004, S. 146–151.
- [32] IFAC – International Federation of Accountants: Environmental Management Accounting, New York, 2005.
- [33] Ministry of Economy, Trade and Industry of Japan (METI): Guide for Material Flow Cost Accounting, Ver. 1, Tokyo, 2007.
- [34] Österreichisches Normungsinstitut (ÖNORM): Umweltmanagement – Materialflusskostenrechnung – Allgemeine Rahmenbedingungen (deutschsprachige Fassung EN ISO 14051:2011), Wien, 2011.
- [35] Jasch, C.: Environmental and Material Flow Cost Accounting – Principles and Procedures. In: Tukker, A. (Hrsg.): Eco-Efficiency in Industry and Science, Volume 25, Springer, Heidelberg, 2009. DOI: [10.1007/978-1-4020-9028-8](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9028-8)

- [36] Wagner, B.; Nakajima, M.; Prox, M.: Materialflusskostenrechnung – die internationale Karriere einer Methode zu Identifikation von Ineffizienzen in Produktionssystemen. In: *uwf*, 2010, 18:197–202. DOI: [10.1007/s00550-010-0189-1](https://doi.org/10.1007/s00550-010-0189-1)
- [37] Schrack, D.: Die Materialflusskostenrechnung in der Lieferkette – Mengen- und Kostenwirkungen auf vor- und nachgelagerte Stufen und Entwicklung eines lebenswegbezogenen Kennzahlensystems. In: Prammer, H.K. (Hrsg.): *Ressourceneffizientes Wirtschaften – Management der Materialflüsse als Herausforderung für Politik und Unternehmen*, Springer Gabler, Wiesbaden, 2014, S. 55–90. DOI: [10.1007/978-3-658-04609-5](https://doi.org/10.1007/978-3-658-04609-5)
- [38] Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt (Hrsg.): *Handbuch Umweltcontrolling*, 2. Aufl., Verlag Franz Vahlen, München, 2001.
- [39] Steven, M.; Schwarz, E.J.; Letmathe, P.: *Umweltberichterstattung und Umwelterklärung nach der EG-Öko-Audit-Verordnung, Grundlagen, Methoden, Anwendung*, Springer, 1997.
- [40] Herrmann, C.: *Ganzheitliches Life Cycle Management, Nachhaltigkeit und Lebenszyklusorientierung in Unternehmen*, Springer, Heidelberg u. a., 2010.
- [41] Schoer, K.; Giegrich, J.; Kovanda, J.; Lauwigi, C.; Liebich, A.; Buyny, S.; Matthias, J.: *Conversion of European Product Flows into raw material equivalents – Final report of the project: Assistance in the development and maintenance of Raw Material Equivalents conversion factors and calculation of RMC time series*, Ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg, 2012.

Injection Moulding Process Indicators to Foster a More Sustainable Production of Plastic Parts

Esteves, S.¹; Lourenço, E.J.¹; Moita, N.¹; Peças, P.^{2*}; Ribeiro, I.²; Henriques, E.²; Pereira, J.P.¹

¹ INEGI, Instituto de Engenharia Mecânica e Gestão Industrial, Porto, Portugal.

² IDMEC, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Portugal.

* corresponding author: ppecas@tecnico.ulisboa.pt

Abstract

Plastic injection moulding is used extensively worldwide to manufacture parts that are currently present in our lives. Its use is so intense that it is crucial to understand where and how to control and minimize continuously the environmental burdens related with injection moulding process. To produce injection moulded parts a dedicated mould needs to be previously manufactured, inducing environmental impacts. Since a single mould can in general inject up to a few millions of parts, the impact of its manufacturing phase in the life cycle of an injected polymeric part is normally relatively low. However, the influence of the mould engineering design in the efficiency of the injection moulding process is far from being irrelevant. Along the mould's life cycle, its use phase (matching the final part production phase) carries out most of the environmental impacts. In fact, the overall eco-efficiency of the injection moulding process is highly dependent on two aspects: the adequacy of the injection machine to the intended moulded part, which largely determines the energy consumption, and the engineering design solution of the mould, which, besides influencing the amount of polymer wasted in the process, also regulates the injection cycle time. Hence, it is important to develop methods to evaluate the performance of the injection moulding process, giving support to the understanding of how and how much it is affected by the mould engineering solution. In this paper a set of performance indicators are proposed to assess the mould performance and the injection moulding process efficiency in several dimensions. Energy efficiency, eco-efficiency and environmental impact indicators are proposed as drivers to support an informed decision-making process in the mould design and production planning steps. The use of these indicators can contribute to select design alternatives and process parameters towards a more sustainable production of polymer injected parts. The tool developed to implement these indicators at an industrial level is briefly described and a case study is presented.

Keywords:

Eco-efficiency Indicators, Injection Moulding, Process Indicators, Sustainable Production

1 Introduction

Plastic is one of the most versatile materials in the modern age. Plastic parts and products are widely used in many products throughout the world [1]. Moreover, nearly all plastic parts production employs moulds, affecting therefore the economics of producing a very large number of products [2]. Any process improvement on the injection moulding process can lead to significant reductions in both cost and environmental impacts. Given a specific plastic part, energy and mass consumption during its production are mainly defined by the injection machine type and power and by the mould design [3-5]. These resources represent both costs and environmental impacts during part production. Therefore, the mould design plays an important role to foster more sustainable products in the plastics industry. A life cycle strategy should be pursued taking into account not only the mould production burdens but also the impacts of design alternatives of the mould throughout its use (injection moulding process) and end-of-life. However, unlike other products, there are no guidelines or standards to support sustainable design of mould. In fact, some life cycle analysis have been developed comprising injection moulds [5-8], proving the importance of mould design in the injection moulding process, but no standards can be found regarding sustainable design in this area.

A simple definition of a sustainable product was given by Ljungberg [9] as "a product, which will give as little impact on the environment as possible during its life cycle". This concept has been widely investigated and applied by several researchers and companies and as a result, several regulations and tools exist to support sustainable design. Some are focused on improving the sustainability performance of industry, others on developing sustainable products [10]. Within sustainable product development approaches, life cycle approaches are nowadays established as the most apt to capture the full impacts of design decisions. Some of the most commonly used are Life Cycle Assessment (LCA), Life Cycle Management, Eco-design, Cradle to Grave Analysis, Cradle to Cradle Analysis and eco-efficiency assessments. Concluding, under the umbrella of sustainability there are a vast number of approaches and need to be adapted to a particular product or industry.

Given the increasing pressure for companies to develop more sustainable products, eco-efficiency has emerged as a valuable tool towards the target of sustainable development, relating the value of a product with its environmental impact [11]. The highest indicator is

achieved by increasing the product value and decreasing the environmental impact. According to the World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), eco-efficiency measures the relationship between economic growth and environmental pressure, and is generally expressed by the ratio between economic value and environmental influence. The economic value can be quantified by amount of products, net sales, added value, etc. The environmental performance can be quantified by the amount of energy, materials or any type of natural resource consumptions. However, as stated before, there is not a single approach for eco-efficiency and the indicators are established for a specific product, process or service [12]. A vast number of eco-efficiency studies and methods use the LCA method to assess a single environmental indicator [12-14], while other focus on particular environmental impact factors, namely greenhouse gases (GHG), resources and energy efficiency [15] or particular environmental targets, namely recycling percentage, material waste, content of hazardous substances, etc. [16]. However, life cycle thinking is common to all approaches and is particularly important when dealing with the moulding industry.

In this paper a set of environmental performance and Eco-efficiency Indicators (EEI) are proposed to assess the mould performance and the injection moulding process efficiency in several dimensions. A tool was developed to implement these indicators and a case study is presented to illustrate its use and possible outputs.

2 The injection moulding in the plastic part life cycle

In the mould production context, environmental impacts have been disregarded due to the generally small impact of mould production in the overall part production process, this for mass production scenarios. In fact, a study by Ribeiro et al. [17] showed the critical importance of energy and material consumption in plastic parts production in the overall mould life cycle. However, mould design affects the injection cycle time and the consumption of energy and material in the part production process [5]. These impacts are crucial due to the high amount of plastic parts produced by a single mould. However, most environmental analyses are focused either on the plastic part produced by the mould [6, 18] or on the machining processes that are used in mould production [19, 20]. A study by Thiriez and Gutowski [3] analysed the environmental impact of injection moulding by addressing the energy consumption of different injection machines, but did not include the mould impact on the process. The impacts of different mould design and injection machines in terms of material and energy costs involving both tool design decisions and injection machines were modelled by Ribeiro et al. [5], but with no environmental considerations. Despite the importance of these studies, a gap clearly exists in the injection moulding area regarding the environmental impact and the eco-efficiency assessment by standard methods [11, 21].

For the mould designer, the specifications of the plastic part are considered invariant. However, the designer is more or less free to deal with the mould design issues that have a deep impact in the moulding process. It is therefore important to integrate the part and mould life cycle in

order to have a comprehensive analysis of mould performance when several alternatives are possible. High technology injection moulds, namely with higher investment in runners and cooling systems, usually lead to higher environmental and cost impact during its production, but also to higher performance regarding cycle time, material and energy optimisation during the injection moulding process [5]. A simple environmental and cost analysis to the mould production processes is not enough to fully analyse different mould alternatives and support informed decisions. The scope of the analysis must be widened and a full life cycle approach must be deployed to support sustainable design in the moulding industry. Therefore, the use of EEI to assess the injection moulding performance should not be restricted to just one production phase (the mould or the part production). It is necessary to understand the impacts of mould design alternatives in the injection moulding process and propose indicators that capture those impacts, encompassing simultaneously the part, the mould and the injection moulding machine.

3 General methodologies and common performance indicators

The proposed approach aims to identify the set of performance indicators that account the environmental impacts of an injection mould along its life cycle. Thereby the proposed approach must regard to the several life cycle phases and integrate different methodologies towards the definition of measures/indicators to support an informed engineering decision-making process during mould design. One of the main focuses of this approach consists in analysing the environmental performance of the various life cycle phases (Figure 1), i.e. by means of a Life Cycle Assessment (LCA).

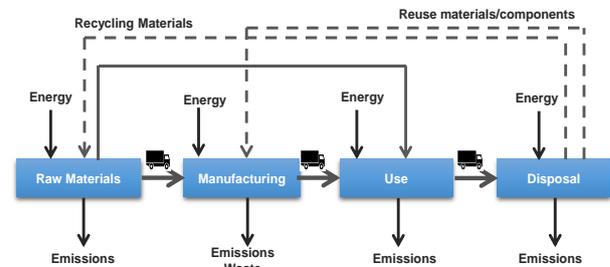


Figure 1: Life cycle perspective.

The ISO 14040 standard defines LCA as the “compilation and evaluation of the inputs, outputs and the potential environmental impacts of a product system throughout its life cycle” [22]. Being one of the key elements of the proposed approach, LCA methodology is suitable for: product performance assessment, identifying opportunities to improve the environmental performance of products, supporting informed decision-making at the product or process design or redesign, identifying and selecting relevant environmental performance indicators and to assist in marketing [22, 23].

The LCA framework consists of four phases, namely: definition of the goal and scope, life cycle inventory analysis, environmental impact assessment of all inflows and outflows, and interpretation of the results [22, 24].

Within the LCA framework, the first step consists in establishing the objectives of the analysis, the functional

unit and the system boundaries, making sure that no relevant part of the system is cut-off. All decisions and assumptions made in this phase should be transparent and rigorous. The second phase of the LCA is the inventory analysis, involving the mass and energy balances within the system boundaries to quantify all the materials and energy inputs as well as wastes and emissions from the system (data collection). This task is known as the Life Cycle Inventory (LCI). The third phase is known as the Life Cycle Impact Assessment (LCIA) and consists in evaluating the significance of potential environmental impacts considering the inventory results. In other words, the impact assessment consists of relating inventory data with specific environmental impact categories and category indicators, thereby aiming to compare the impact categories with each other. This makes it possible to rank and define the relative importance of different results. The final phase is meant to evaluate and communicate the information from the inventory analysis and impact assessment of production systems [22, 25].

Regarding environmental indicators, the Key Environmental Performance Indicators (KEPI) and the EEI are other key elements of this approach.

The KEPI have been widely studied and proven to be an effective way to evaluate the environmental performance of companies and products. For instance Jasch [26] defines environmental indicators as a comprehensive and concise key data set, which provides relevant information for decision making and points out the relevant issues. The ISO 14031 standard proposes a list of environmental indicators, categorized into operational performance indicators, environmental management indicators and environmental condition indicators. The goal is to provide management with reliable and verifiable information, in order to infer if the goals are being accomplished [26, 27]. The Global Reporting Initiative (GRI) also suggests a number of environmental performance indicators. These are based on the quantification of the environmental dimension in order to reflect the concerns with sustainability and the environmental impacts of organizations [28]. The Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD) has also established a small set of environmental indicators that can be used at international and national levels to report the state of the environment, to measure the environmental performance and to report the progress towards sustainable development. The OECD indicators are approved by the Environment Ministers of OECD countries for systematic use in communication and political work.

EEI are also widely used to assess and communicate environmental performance, as referred by WBCSD [29]. The main goal of eco-efficiency is to maximise value creation while minimising the use of resources and emissions of pollutants. Measuring eco-efficiency is an essential key for measuring the decoupling of economic growth and environmental pressure. Eco-efficiency is in most cases expressed by the following ratio:

$$\text{Eco-efficiency} = \frac{\text{Product/Service Value}}{\text{Environmental Influence}} \quad (1)$$

For instance, Lye et al. [30] present an approach for assessing the eco-efficiency performance of three injection moulded plastic products. The goal of the approach was

to provide data and indicators to support decision aiming to reduce costs and improve environmental performance [30]. As mentioned before, it is important to integrate the part and mould life cycle performance in order to have a comprehensive analysis. Therefore the study of Lye et al. doesn't seem to be broad enough since it does not evaluate the environmental impact neither the overall performance of the injection mould. Michelsen et al. [31] also performed an eco-efficiency assessment in order to identify performance indicators for individual companies. The goal was to identify indicators that could be easily understood by non-specialists. These studies show that the EEI are important for linking the economic and the environmental performance. Summing up, the two most common goals of eco-efficiency assessments are (i) measuring progress and (ii) internal and external communication of economic and environmental performance [29, 31].

4 The Proposed Approach: description and application

4.1 Approach Description

The main purpose of the proposed approach regards complementing the existing tools that support LCA by integrating environmental performance indicators specifically appropriated to assess the mould design and injection moulding process performance. These indicators are crucial in order to generate relevant information regarding the performance on eco-efficiency throughout the life cycle of a mould and the part that it produces. The indicators are intended to be easily understood and comparable.

The methodological approach is built on the following phases: (i) Scope and boundary definition, (ii) Life cycle inventory, (iii) Life cycle impact assessment, (iv) Key environmental performance indicators; (v) Product/service value and (vi) Eco-efficiency indicators (see Figure 2).

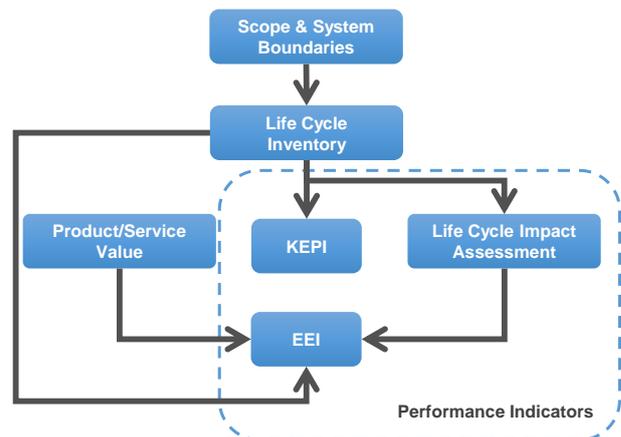


Figure 2: Methodological Framework

4.1.1 Scope and boundary definition

The first step is to set the scope and define the boundaries of the study/analysis. This phase should denote: (i) the product system intended to be studied, (ii) the functional unit and (iii) the system boundary.

The functional unit, according to the ISO 14040:2006, is defined as the quantified performance of a product system. In other words the functional unit provides a reference to which all inputs and outputs are related. For instance the functional unit for an injection mould could be

defined as: "The production and use of a plastic injection mould throughout the total expected number of injection cycles".

The system boundary should define the unit processes to be included in the system under study/analysis. The identification/delimitation of the unit processes that are part of the production system should represent the elementary flows and define the limits of the system.

4.1.2 Life cycle inventory

The following stage consists in collecting all necessary data. The goal in this phase is to quantify all inputs and outputs for each unit process within the limits of the system under analysis. This phase results in the LCI.

Even though all the moulds are considered to be different, the production process and the type of inputs and outputs are very similar. So, a normalized inventory was developed in order to standardize and, in some manner, to simplify the whole process of creating the LCI. The data should be input into a simple and pre-formatted form, in order to fulfil the LCI assessment (e.g. by the mould maker). There is only the need to identify and quantify the materials and processes as well as transport systems involved. The results are computed and summarized for each life cycle phase. The goal here is to reduce inventory errors and collection effort and to increase the data quality.

4.1.3 Life cycle impact assessment

The LCIA quantifies the environmental impact of products and/or processes along all their life cycle stages. Thus it leads to the overall environmental impact of the product/process. Besides quantifying the environmental impacts, this phase enables the identification of opportunities to redesign for life cycle and improve the environmental performance. In the problem under study, the list of materials type, as well as processes and consumables is not very wide since only metallic mould production and injection moulding processes are involved. This means that the number of datasets necessary to quantify the environmental impacts is limited and easily managed/updated.

The outcomes of this assessment are represented as impacts points (Single Score - Pt) for each life cycle phase. The environmental damage is then quantified, consequently enabling its distribution by type of resources, materials, energy and processes used, for each life cycle stage.

4.1.4 Key environmental performance indicators

The KEPIs play an important role within this approach. As mentioned, there are several methods and lists of environmental indicators that can be used. The Operational Performance Indicators, from ISO 14031, are particularly suitable to generate relevant KEPI since they are mostly quantitative. This characteristic facilitates their use to support decision making processes. It is worth mentioning that these indicators can be applied in different phases of the life cycle of a product (e.g. one can identify a KEPI related to the use phase like "Duration of use of the product").

A specific method is proposed to facilitate the selection of the most relevant indicators. Basically, it uses a matrix, where the life cycle phase indicators are matched with the Operational Performance Indicators that best characterize the "environmental profile" of each life cycle phase (see Figure 3).

The LCI provides the information needed to quantify the KEPI. The outcome of this phase is in the form of a metric (e.g. the amount of a specific material used per kg of mould [kg/kg] or the total amount of energy used per kg of mould [kWh/kg]).

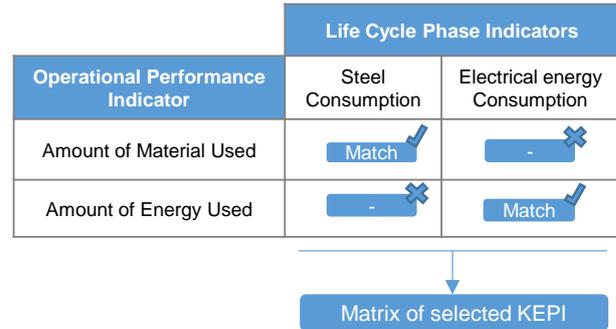


Figure 3: KEPI matrix (Example)

4.1.5 Product/service value

The economic value of a product or service can be determined by many methods. The WBCSD recommends the utilization of monetary indicators that are easy to understand. For instance, the added-value of a product or service in a segment of eco-efficiency is measured as net sales, i.e. the value of sales less the cost of all inputs purchased from suppliers [29, 31]. Besides monetary values, the ISO/DIS 14045 makes reference to the product value or service as a functional value. The functional value of a product is defined as a tangible and measurable benefit to the user. This value is a numerical quantity representing functional performance of a product, and should be maximized (e.g. light bulb brightness – luminous flux (lumens), durability – warranty lifetime (years)) [32]. Some authors also suggest that Life Cycle Cost (LCC) can be used as a value related quantity, since LCC integrates all the cost associated with a product throughout the product's life from "cradle to grave" [24].

For the approach presented here, three default value indicators are taken into account: (i) Gross Value Added (GVA), (ii) Earnings Before Interest, Taxes, Depreciation, and Amortization (EBITDA) and (iii) Production Cost. These value indicators should be directly related to the product under study. At the company level, these financial metrics should be calculated to represent GVA, EBITDA and Production Costs of the product under study. These value indicators were used as a default set since they are meaningful and representative values that all companies have access to. A fourth value indicator is considered, but instead of a default indicator one can handpick either a monetary or functional indicator, that is relevant for the company, consequently giving place to meaningful indicators for the company to assess or keep track of. For instance the sale price of the product could be a relevant value indicator, or on the other hand the life time expectancy of the product could be a representative functional indicator.

Some of the data required for this phase of the approach is already included in the normalized inventory, simplifying the task of data collection.

4.1.6 Eco-efficiency indicators

As mentioned, EEI are calculated by the ratio between the Product or Service Value and the Environmental Impact (EI) (equation (1)).

Taking into account this general concept for quantifying eco-efficiency, three sets of EEI are proposed:

- Life Cycle Oriented Indicators (Table 4);
- Functional Indicators (Table 5);
- Specific Performance Indicators (Table 6).

In order to obtain data to calculate the EEI, all steps of the approach have to be fulfilled. For instance, the EEI cannot be quantified without the LCA and LCI results. Neither can the LCA be executed nor the KEPI quantified without fulfilling the LCI. Therefore the methodological approach is “planned” in a manner that is intended to be simple and intuitive.

4.2 Application and results

In this section the proposed approach is applied to a case study, focusing on a complex and high performance plastic injection mould.

4.2.1 Scope and boundary definition

The scope and boundaries considered for this assessment include: material and components acquisition; activities taking place during the production of the mould; material and energy consumed during the mould use phase; and the transport of materials acquired as well as the transport of the mould to the client.

The functional unit for this study is defined as: production and use of a plastic injection mould during 200,000 cycles.

4.2.2 Life cycle inventory assessment

The injection mould under study has a final weight of 265 kg and is made out of 310 parts. The LCI data is shown in Table 1.

Table 1: LCI data for a plastic injection mould.

| Materials | Amount | Unit |
|-------------------------|---------------------|------|
| Steel | 393.31 | kg |
| Syndanio | 1.73 | kg |
| Brass | 1.00 | kg |
| Aluminium | 0.50 | kg |
| Polycarbonate | 0.12 | kg |
| Synthetic rubber | 0.05 | kg |
| Production processes | Amount ¹ | Unit |
| Milling | 122.48 | kg |
| Drilling | 4.60 | kg |
| Turning | 2.98 | kg |
| Metal working (average) | 2.20 | kg |

¹ Amount of material removed in each process.

² Cycle time: 28 Seconds; Number of Cycles: 200,000; Energy consumed: 1,788.67 kWh; Injection Material consumed: 5,000kg; Number of Parts Produced: 400,000

| Use | Amount | Unit |
|-------------------------|-----------|------|
| Electricity | 17,886.73 | kWh |
| Polycarbonate | 5,000.00 | kg |
| Transport to production | Amount | Unit |
| Van | 3.00 | km |
| Lorry | 12.00 | km |
| Transport to use | Amount | Unit |
| Lorry | 3,200.00 | km |

4.2.3 Life cycle impact assessment of a plastic injection mould

The life cycle impact assessment was carried out in accordance with the ISO 14040. The method used to assess the environmental impacts of each life cycle phase was the Eco-Indicator 99 (H/A v2.06) single score end points. The EcoInvent 2.1 database was used.

The results from the LCIA are shown in Table 2. It's worth mentioning that the use phase is responsible for over 97 % of the environmental impacts throughout the mould's life cycle. This fact is related with the amount of energy and especially with the injection material used during the mould's life cycle.

For purposes of normalization and/or comparison, the environmental impact score over the final weight of the mould is shown in Table 2. The higher this ratio, the higher the environmental influence of the life cycle stage. These ratios enable comparisons between moulds from the same company and intra-companies. This potential is not explored in this paper since the focus is to propose the approach and to discuss the set of indicators that are suitable to assess mould performance.

Table 2: Life cycle impact score

| Life Cycle Phase | Impact Score(Pt) | Pt/kg of mould |
|-------------------------|------------------|----------------|
| Materials acquisition | 29.50 | 0.11 |
| Transport to production | 0.06 | 0.00 |
| Production | 36.14 | 0.14 |
| Transport to disposal | 0.00 | 0.00 |
| Transport to use | 9.41 | 0.04 |
| Use ² | 3,033.01 | 11.47 |
| Transport to disposal | 0.00 | 0.00 |
| Disposal | 0.00 | 0.00 |
| Total | 3,108.12 | 11.75 |

4.2.4 KEPI for a plastic injection mould

In the framework of plastic injection moulding a set of KEPI was selected to assess the mould's life cycle phases. The indicators shown in Table 3 respect the ISO 14031 and can also be used for internal and external communication as well as for setting targets.

Table 3: KEPI for all life cycle stages of the injection mould

| Indicator | Amount | Unit |
|-------------------------------|--------|----------------|
| Materials acquisition | | |
| Total amount of material used | 1.50 | kg/kg of mould |
| Total distance travelled | 0.06 | km/kg of mould |

| Mould production | | |
|---|-------|-------------------|
| Total amount of material removed | 0.50 | kg/kg of mould |
| Total amount of by-products generated during production | 0.50 | kg/kg of mould |
| Total distance travelled | 12.10 | km/kg of mould |
| Use of the mould | | |
| Total amount of material used | 18.90 | kg/kg of mould |
| Total amount of material reused | 0.00 | kg/kg of mould |
| Total amount of energy used | 67.6 | kWh/kg of mould |
| Cycle time | 28.00 | Sec/cycle |
| Total service hours during life-time | 5.88 | Hours/kg of mould |
| Rate of defective products | 3.00 | % |

4.2.5 Eco-efficiency evaluation

The final step of this approach consists in the quantification of the several types of EEI. The first set of indicators, called Life Cycle Oriented, represent clearly the formal definition of eco-efficiency (Table 4). It uses the GVA in the numerator and in the denominator the environmental impact of each life cycle phase and naturally the global impact. It must be noticed that a higher ratio result means superior eco-efficiency performance. Since the goal is to maximize value creation and reduce environmental influence, one should seek to maximize these values.

Comparing this type of indicators among them enables eco-efficiency performance assessment of each life cycle phase. Furthermore, different moulds can also be compared based on the same indicators.

As expected, the GVA over the Environmental Impact of the use phase has the lowest value, meaning that the use phase is the less eco-efficient. This result is related with the high environmental influence of the use phase of the mould (see Table 2).

Table 4: Mould's Life Cycle Oriented Eco-efficiency indicators

| Life Cycle Oriented Indicators | |
|---|---------------|
| $\frac{\text{Gross Value Added}}{\text{EI of Materials Acquisition}}$ | = 651.14 €/Pt |
| $\frac{\text{Gross Value Added}}{\text{EI of Production}}$ | = 531.52 €/Pt |
| $\frac{\text{Gross Value Added}}{\text{EI of Use}}$ | = 6.33 €/Pt |
| $\frac{\text{Gross Value Added}}{\text{Overall EI}}$ | = 6.18 €/Pt |

The Functional EEI are associated with the functional value of the mould (Table 5). The formal ratio of the eco-efficiency definition is based on specific functional characteristics of the mould. So, in general, the goal is also to maximize the results, i.e. maximize the functional value per point (Pt). An exception is made to the third indicator:

here the goal is to reduce the amount of injection material wasted per point (Pt) because the higher the material wasted the lower the mould value.

These EEI are useful to compare different moulds in several performance dimensions. But here a formal relation among these indicators as was referred for the first set of indicators is difficult to establish.

Table 5: Mould's Functional Eco-efficiency indicators

| Functional Indicators | |
|--|-----------------|
| $\frac{\text{Number of injections}}{\text{Overall Environmental Impact}}$ | = 64.35 Inj./Pt |
| $\frac{\text{Total amount of useful injected material}}{\text{Overall Environmental Impact}}$ | = 1.29 kg/Pt |
| $\frac{\text{Total amount of wasted injection material}}{\text{Overall Environmental Impact}}$ | = 0.32 kg /Pt |
| $\frac{\text{Mould's final weight}}{\text{Overall Environmental Impact}}$ | = 0.09 kg/Pt |

The third set of EEI, the Specific Performance Indicators aim to assess the performance of the mould's manufacturing process and of the injection moulding process. The indicators regard to the energy consumption, injected material and its environmental influence (Table 6). The first two indicators give an intuitive value of the energy consumption per production unity (of value) – the environmental related impact is in the numerator and the value related quantification is in the denominator of the ratio. The third indicator quantifies the environmental impact per mass of injected material. For these indicators, the formal definition of eco-efficiency is not respected, i.e. these indicators do not consider the product or service value over the environmental influence as presented in equation (1). But the logic of eco-efficiency is respected, since this set of indicators reflects the mould's eco-effectiveness during the use phase.

Table 6: Mould's Specific Performance Indicators during the production and use phase.

| Specific Performance Indicators | |
|--|----------------------|
| $\frac{\text{Total energy used during injection}}{\text{Number of injections}}$ | = 8.94E-03 kWh/Cycle |
| $\frac{\text{Total energy used during injection}}{\text{Total amount of injected material}}$ | = 3.58E-04 kWh/g |
| $\frac{\text{Overall Environmental Impact}}{\text{Total amount of injected material}}$ | = 6.22E-04 Pt/g |

The energy efficiency increases for lower indicator values. For instance, a lower energy used per injection cycle or per gram of injected material results in a better eco-efficiency result. The same principle applies for the last performance indicator, i.e. the lower the environmental impact per gram of injected material the better. These indicators can be used to compare the performance of several injection moulds, consequently enabling the definition of benchmarks and targets.

All in all, the outcome of the approach presented in this paper establishes several indicators that can support informed engineering decisions at an industrial level and therefore enhance sustainability within mould/injected part manufacturing processes. This is achieved by the integration of LCA results, KEPI and EEI. On the other hand if the integration of all key elements is not considered, one can encounter some shortcomings due to the lack of sturdiness of the indicators.

5 The integrating tool

Based on the proposed methodology, an integrating tool has been developed consisting of an informatics calculator which is able to analyse LCI data and to translate it into useful environmental indicators, according to the well-established assessment methods: LCA, KEPI and EEI. This tool not only can support engineering design decisions focused on the mould performance, but also underpin sustainability improvements within mould's life cycle.

The simplified scheme shown in Figure 4 illustrates how information flows from the core of the tool, LCI information gathering, to the decisions methods: LCA, KEPI and EEI.

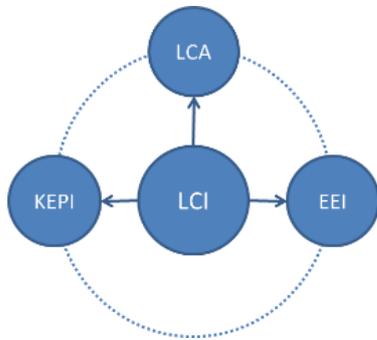


Figure 4: Integration tool schematic

Collecting the LCI data is commonly a hard and time consuming task. This fact is inherent to the nature of the collecting task and to the difficulty of knowing what is crucial for the analysis and how deep it should go. The first step should be answering the following question “What useful indicators can be taken from the LCI data?”, since these indicators can help to define the analysis’s goal and main drivers.

The constructing of a high quality LCI is the key for obtaining precise environmental indicators. Kellens et al. [34] state that the LCA’s data-intensive nature is one of the major shortcomings of this type of assessment. So, to complement the integration tool it was almost mandatory to develop a normalized LCI fully adapted to the injection moulding industry. The normalized inventory’s aim is to drive the collection of objective data. Further on, this data can be appropriately translated into environmental indicators.

For the life cycle data collection it is necessary to gather information based on the life cycle perspective shown in Figure 1, with all its inputs and outputs per phase. The quantification of the product/service value is also needed in order to obtain eco-efficiency ratios. Once the LCI is considered to be completed this information is easily computed by the integrating tool since it has been constructed with a connection interface. The result of “speaking the same language” will have the advantage of turning the LCI into a task that requires less effort and time, which usually is reported by LCA practitioners as a long task for any ordinary LCA, and a very long task for extensive assessments. As an example, Azevedo et al. [33] state that the overall time to perform a detailed LCA may exceed 2 months. On the other hand Guinée et al. [34] asserts that a detailed LCA can take between 20 and 200 days, but a simplified LCA, typically requires between 1 and 20 days of work. The authors point to the fact that a detailed and a simplified analysis should always be separate studies, meaning that the detailed LCA cannot be achieved based on a simplified assessment.

The incorporation of the proposed EEI indicators generates important information about the product’s sustainability and performance. They are easy to interpret and to allow comparisons among products of the same family. Despite the mentioned advantages, another benefit is the support of decisions, seeking for sustainability in the injection moulding industry. Certainly, if the mould production companies understand the advantages of this approach and the results generated, they will be able to embrace sustainability within the mould production and use. Correctly explored environmental indicators could provide a new movement for product’s sustainability, obviously not forgetting the high quality required to develop high standard plastics parts.

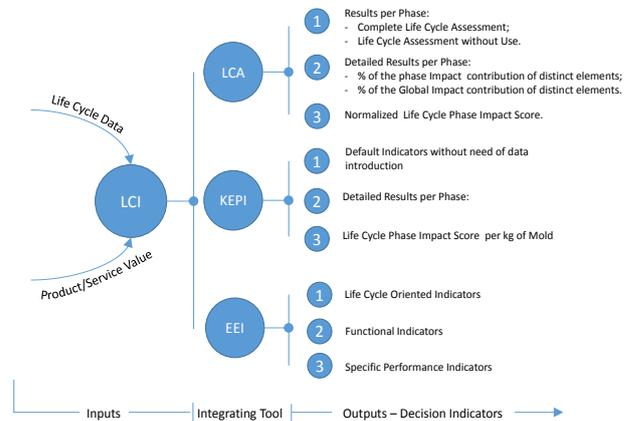
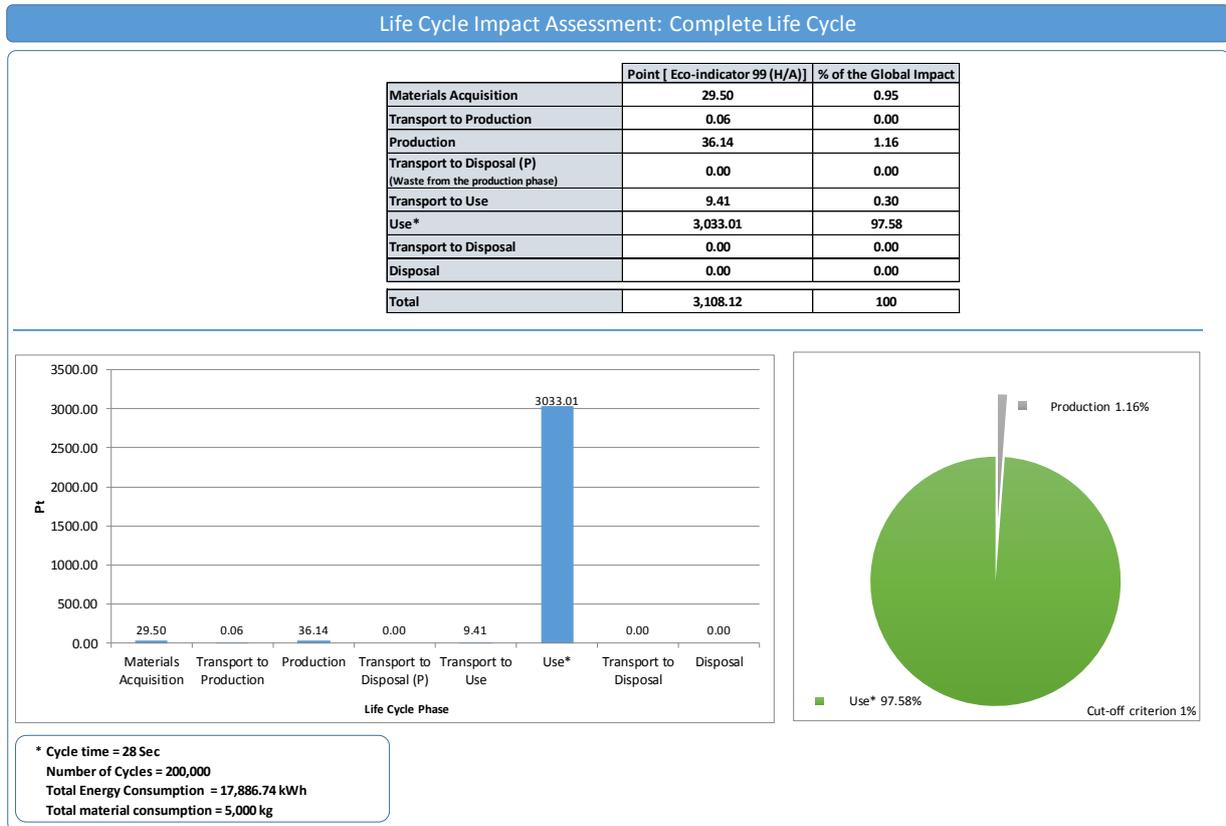


Figure 5: Information stream mapping of the integration tool

Figure 5 outlines the information stream mapping of the tool to its outcomes results: decision indicators. Summing up, the output performance indicators described in Figure 5 are intended to:

- Identify critical components/production processes within its phase or over the global life cycle;
- Quantify the environmental impact in a score accepted by the scientific community (EcolInvent);
- Typify the results to be understood by practitioners;

- Comprehensively describe environmental data of production systems involved in mould making and moulded parts manufacturing;
- Understand how changing inputs can affect the output: indicators/performance;
- Enable comprehensive and simple environmental and performance benchmarking;
- Characterize moulds considering not only their features but also their environmental performance.



- Optimize the products life cycle in terms of obtaining the best relation between environmental influ-

Key Environmental Performance Indicators [Default]

| Materials Acquisition | | | |
|---|--|--------|------------------|
| Scope of the Indicator | Indicator | Amount | Unit |
| Materials purchased | Total Amount of material used | 1.50 | kg/kg of mold |
| Transport to production | Total Distance Traveled (Materials Acquisition > Production) | 0.06 | km/kg of mold |
| Production | | | |
| Scope of the Indicator | Indicator | Amount | Unit |
| Production process | Total Amount of material removed (Mechanical Process) | 0.50 | kg/kg of mold |
| Waste (By-products) generated during production | Total Amount By-products generated within the production process | 0.50 | kg/kg of mold |
| Transport to use | Total Distance Traveled (Production > Use) | 12.10 | km/kg of mold |
| Use | | | |
| Scope of the Indicator | Indicator | Amount | Unit |
| Material injected | Total Amount of material used | 18.90 | kg/kg of mold |
| Material injected | Total Amount of material reused in the process | 0.00 | kg/kg of mold |
| Energy used during injection | Total Amount of energy used | 67.62 | kWh/kg of mold |
| Operation time | Cycle time | 28.00 | Sec/cycle |
| Operation time | Total service hours during Life-Time | 5.88 | Hours/kg of mold |
| Defective production | Rate of defective products | 3.00 | % |
| Transport to disposal | Total Distance Traveled (Use > Disposal) | 0.00 | km/kg of mold |
| Disposal | | | |
| Scope of the Indicator | Indicator | Amount | Unit |
| Waste | Total Amount of waste generated | 0.00 | kg/kg of mold |

Figure 7: Default Key Environmental Performance Indicators Dashboard

ence and economic performance;

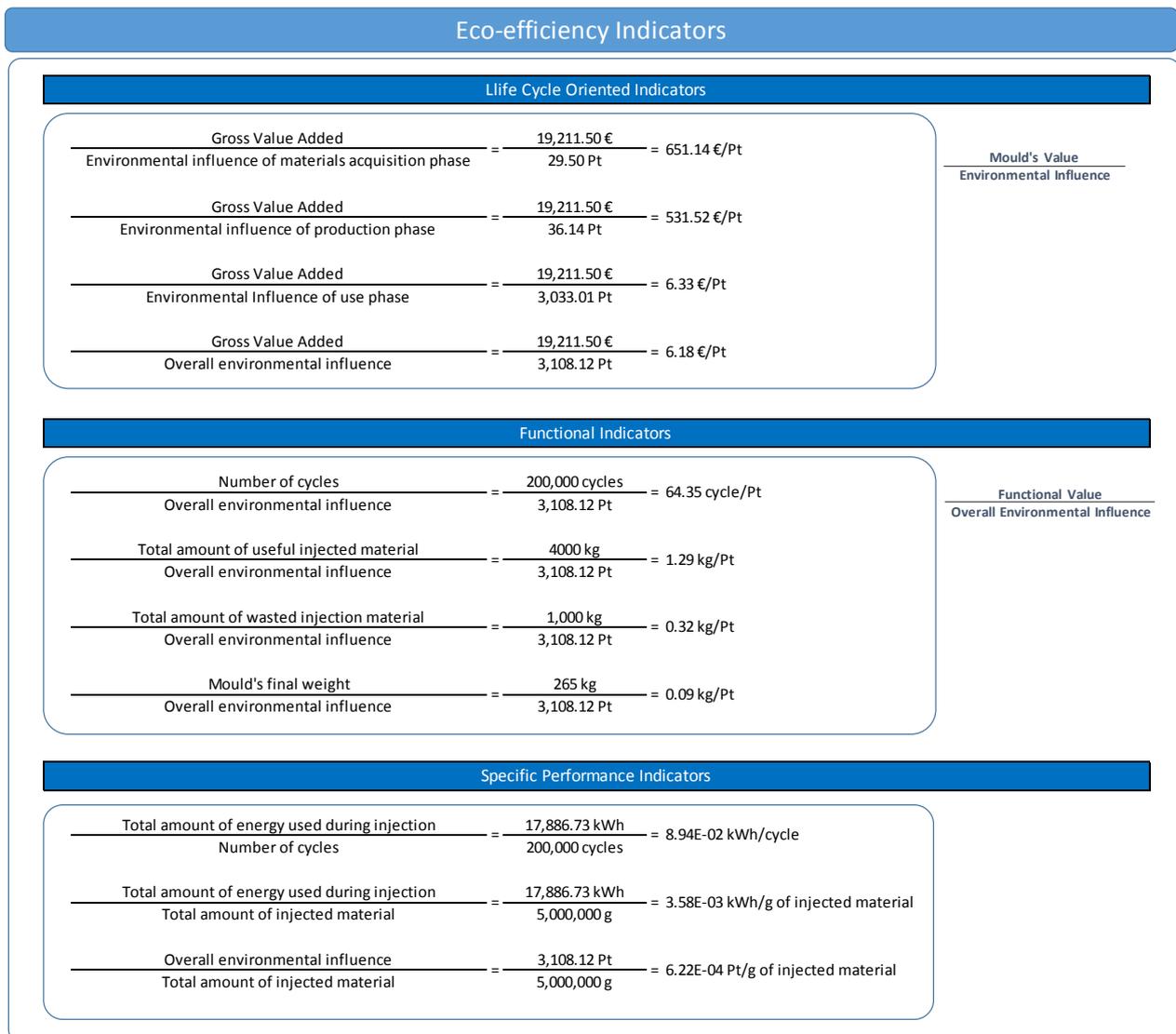


Figure 8: Eco-Efficiency Dashboard

The integrating tool outcomes are displayed in dashboards which denote an easy way to analyse and understand the information output. Figure 6, Figure 7 and Figure 8 show an example of how the dashboards look like. These are presented respectively, for the Life Cycle Impact Assessment, Default KEPI and for EEI.

6 Conclusions

This study proposes a tool that implements a methodology to support sustainable design in mould making companies, making them aware of the environmental impact of mould production and use. This tool, considers inputs that are usually known or controlled by the mould producer, these inputs enable the Life Cycle Assessment (LCA) of the mould. Furthermore, the integration of Key Environmental Performance Indicators and Eco-efficiency indicators in the tool, adapted to the injection moulding industry, enables intuitive results easily understood by mould producers and mould users – the producers of plastic parts.

The first output of the tool, a full Life Cycle Impact Assessment of the mould provides information regarding the

environmental impacts involved, including the mould performance during the injection moulding process. The material waste and energy consumption are here included fostering the distinction between various mould designs.

The second output is a list of Key Environmental Performance Indicators, providing information regarding the major aspects of the mould production and performance throughout its life cycle.

The third output of the tool is a set of Eco-efficiency indicators, aiming to link the mould value with the mould environmental performance. These indicators allows for the comparison of different moulds and the quantification of the mould performance in different aspects throughout its life cycle. The goal is to support sustainable decisions with indicators that are capable of characterizing the key figures of mould performance and easy to incorporate in the injection moulding industries. For that, several companies and case studies are being part of a pilot project to understand the potential of the tool according to the mould industry needs. Ultimately, it aims to be a tool for benchmarking in the moulding industry, able to classify and qualify moulds in an appropriated sustainability scale.

Acknowledgment

This work, being part of the Project ToolingEdge (n.º 13856) – High Performance Sustainable Production New, has been partly funded by the Incentive System for Technology Research and Development in Companies (SI I&DT), under the Competitive Factors Thematic Operational Programme, of the Portuguese National Strategic Reference Framework, and EU's European Regional Development Fund. The authors also wish to acknowledge the gratitude and appreciation to all the PPS2-ToolingEdge project partners for their contribution during the development of various ideas and concepts presented in this paper.

References

- [1] Ribeiro, I.; Peças, P.; Henriques, E.: A Life Cycle Framework to Support Materials Selection for Ecodesign: a case study on biodegradable polymers. In: *Materials and Design*, 51, 2013, pp. 300–308. DOI: [10.1016/j.matdes.2013.04.043](https://doi.org/10.1016/j.matdes.2013.04.043).
- [2] Altan, T.; Lilly, B.; Yen Y.C.: Manufacturing of Dies and Moulds. In: *CIRP Annals*, 50(2), 2001, pp. 404–422. DOI: [10.1016/S0007-8506\(07\)62988-6](https://doi.org/10.1016/S0007-8506(07)62988-6).
- [3] Thiriez, A.; Gutowski, T.: An Environmental Analysis of Injection Molding. In: *IEEE International Symposium on Electronics and the Environment*, San Francisco, California, USA, 2006. URL: http://web.mit.edu/ebm/www/Publications/Thiriez_ISEE_2006.pdf.
- [4] Ribeiro, I.; Peças, P.; Henriques, E.: Assessment of energy consumption in injection moulding process. In: *Proceedings of the 19th International CIRP Conference on Life Cycle Engineering*, Berkeley, CA, USA, 2012, pp. 263–268. DOI: [10.1007/978-3-642-29069-5_45](https://doi.org/10.1007/978-3-642-29069-5_45).
- [5] Ribeiro, I.; Peças, P.; Henriques, E.: Incorporating Tool Design Into a Comprehensive Life Cycle Cost Framework Using the Case Of Injection Molding. In: *Journal of Cleaner Production*, 53, 2013, pp. 297–309. DOI: [10.1016/j.jclepro.2013.04.025](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.025).
- [6] Pun, K.-F.; Hui, I.-K.; Lewis, W.G.; Lau H.C.W.: A multiple-criteria environmental impact assessment for the plastic injection molding process: a methodology. In: *Journal of Cleaner Production*, 11(1), 2003, pp. 41–49; DOI: [10.1016/S0959-6526\(02\)00019-7](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(02)00019-7).
- [7] Peças, P.; Ribeiro, I.; Henriques, E.; Pouzada, A.; Pontes, A.: The importance of applying life-cycle approaches in the design decision of injection moulded plastics parts. In: *3rd International Conference on Polymers and Moulds Innovations – PMI 2008*. Ghent: University College Ghent, 2008, pp. 207–212.
- [8] Peças, P.; Ribeiro, I.; Folgado, R.; Henriques, E.: A Life Cycle Engineering Model for Technology Selection: a Case Study on Plastic Injection Moulds for Low Production Volumes. In: *Journal of Cleaner Production*, 17(9), 2009, pp. 846–856. DOI: [10.1016/j.jclepro.2009.01.001](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.01.001).
- [9] Ljungberg, L.Y.: Materials selection and design for development of sustainable products. In: *Materials & Design*, in press, 2013. DOI: [10.1016/j.matdes.2005.09.006](https://doi.org/10.1016/j.matdes.2005.09.006).
- [10] Maxwell, D.; Sheate, W.; van der Vorst, R.: Functional and systems aspects of the sustainable product and service development approach for industry. In: *Journal of Cleaner Production*, 14(17), 2006, pp. 1466–1479. DOI: [10.1016/j.jclepro.2006.01.028](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.01.028).
- [11] Syrrakou, E.; Papaefthimiou, S.; Yianoulis, P.: Eco-efficiency evaluation of a smart window prototype. In: *Science of The Total Environment*, 359 (1-3), 2006, pp. 267–282. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2005.10.023](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.10.023).
- [12] Park, P.J.; Tahara, K.; Inaba, A.: Product quality-based eco-efficiency applied to digital cameras. In: *Journal of Environmental Management*, 83(2), 2007, pp. 158–170. DOI: [10.1016/j.jenvman.2006.02.006](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.02.006).
- [13] Vogtländer, J.G.; Bijma, A.; Brezet, H.C.: Communicating the eco-efficiency of products and services by means of the eco-costs/value model. In: *Journal of Cleaner Production*, 10(1), 2002, pp. 57–67. DOI: [10.1016/S0959-6526\(01\)00013-0](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(01)00013-0).
- [14] Lozano, S.; Adenso-Díaz, B.; Barba-Gutiérrez, Y.: Russell non-radial eco-efficiency measure and scale elasticity of a sample of electric/electronic products. In: *Journal of the Franklin Institute*, 348(7), 2011, pp. 1605–1614.
- [15] Aoe, T.: Eco-efficiency and ecodesign in electrical and electronic products. In: *Journal of Cleaner Production*, 15(15), 2007, pp. 1406–1414. DOI: [10.1016/j.jclepro.2006.06.004](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.06.004).
- [16] Kobayashi, H.: A systematic approach to eco-innovative product design based on life cycle planning. In: *Advanced Engineering Informatics*, 20(2), 2006, pp. 113–125. DOI: [10.1016/j.aei.2005.11.002](https://doi.org/10.1016/j.aei.2005.11.002).
- [17] Ribeiro, I.; Peças, P.; Henriques, E.: Environmental Impact of Plastic Injection Moulds. In: *3rd International Conference on Polymers and Moulds Innovations – PMI 2008*. Ghent: University College Ghent, 2008, pp. 246–253.
- [18] Lundquist, L.; Leterrier, Y.; Sunderland, P.; Månson, J.-A.: Life Cycle Assessment. In: *Life Cycle Engineering of Plastics*, 2000, pp. 77–99.
- [19] Helu, M.; Behmann, B.; Meier, H.; Dornfeld, D.; Lanza, G.; Schulze, V.: Impact of green machining strategies on achieved surface quality. In: *CIRP Annals - Manufacturing Technology*, 61(1), 2012, pp. 55–58. DOI: [10.1016/j.cirp.2012.03.092](https://doi.org/10.1016/j.cirp.2012.03.092).
- [20] Sheng, P.; Bennet, D.; Thurwachter, S.; von Turkovich, B.F.: Environmental-Based Systems Planning for Machining. In: *CIRP Annals - Manufacturing Technology*, 47(1), 1998, pp. 409–414. DOI: [10.1016/S0007-8506\(07\)62863-7](https://doi.org/10.1016/S0007-8506(07)62863-7).
- [21] Waage, S.A.: Re-considering product design: a practical “road-map” for integration of sustainability issues. In: *Journal of Cleaner Production*, 15(7), 2007, pp. 638–649; DOI: [10.1016/j.jclepro.2005.11.026](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.11.026).

- [22] ISO: Environmental management – life cycle assessment – principles and framework (ISO 14040). Geneva: ISO; 2006.
- [23] Finnveden G; Moberg A.: Environmental systems analysis tools an overview. In: Journal of Cleaner Production, 13, 2005, pp. 1165–1173 DOI: [10.1016/j.jclepro.2004.06.004](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.06.004)
- [24] Ribeiro I.; Peças P.; Silva A.; Henriques E.: Life cycle engineering methodology applied to material selection, a fender case study. In: Journal of Cleaner Production, 16, 2008, pp. 1887-1889. DOI: [10.1016/j.jclepro.2008.01.002](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.01.002)
- [25] De Benedetto L.; Klemeš J.: The Environmental Performance Strategy Map: an integrated LCA approach to support the strategic decision-making process. In: Journal of Cleaner Production, 17, 2009, pp. 900-906. DOI: [10.1016/j.jclepro.2009.02.012](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.02.012)
- [26] Jasch, C.: Environmental performance evaluation and indicators. In: Journal of Cleaner Production, 8, 2000, pp. 79–88. DOI: [10.1016/S0959-6526\(99\)00235-8](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(99)00235-8)
- [27] IPQ: Gestão ambiental - Avaliação do desempenho ambiental - Linhas de orientação (NP EN ISO 14031) Portugal: IPQ; 2005.
- [28] GRI: Sustainability Reporting Guidelines. Global Reporting Initiative, 2006. The Netherlands.
- [29] Verfaillie, H. A.; Bidwell, R.: Measuring Eco-Efficiency: A Guide to Reporting Company Performance. World Business Council for Sustainable Development, Geneva, 2000.
- [30] Lye, S. W.; Lee S. G; Khoo M. K.: A design methodology for the strategic assessment of a product's eco-efficiency. In: International Journal of Production Research, 39, 2001, pp. 2453–2474. DOI: [10.1080/00207540110044598](https://doi.org/10.1080/00207540110044598)
- [31] Michelsen, O.; Fet, A.M.; Dahlsrud, A.: Eco-efficiency in extended supply chains: a case study of furniture production. In: Journal of environmental management 79, 2006, pp. 290–297. DOI: [10.1016/j.jenvman.2005.07.007](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.07.007)
- [32] ISO: Environmental management – Eco-efficiency assessment of product systems – Principles, requirements and guidelines. 2011. ISO International Organization for Standardization 2011 ISO / DIS 14045:2011
- [33] Kellens, K.; Renaldi; Dewulf, W.; Duflou, J.: The CO2PE!-Initiative (Cooperative Effort on Process Emissions in Manufacturing): International Framework for Sustainable Production. In: Proceedings ERSCP-EMSU conference Delft, The Netherlands, 2010, pp.: 1-13
- [34] Azevedo, M.; Oliveira, M.; Pereira, J.P.; Reis, A.: Comparison of Two LCA Methodologies in the Machine-tools Environmental Performance Improvement Process. In: Proceedings of the 18th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering Braunschweig, Germany, 2011, pp. 575–580. DOI: [10.1007/978-3-642-19692-8_100](https://doi.org/10.1007/978-3-642-19692-8_100)
- [35] Guinée, J.B. et al.: Handbook on life cycle assessment: Operational guide to the ISO standards: I: LCA in perspective. II a: Guide. II b: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, 2002.

Integrated Knowledge Models of Products, Processes and Resources with Key Indicators for Economic and Energy Performance

Wenzel, K.^{1*}; Putz, M.¹

¹ Fraunhofer Institute for Machine Tools and Forming Technology (IWU), Chemnitz

* corresponding author: ken.wenzel@iwu.fraunhofer.de

Abstract

This article introduces a framework for the description and exchange of product, process and resource data together with key indicator formulas for assessing the economic and energy performance of production systems. The proposed framework is based on Semantic Web technologies that simplify the representation of system models and reduce the efforts required for the integration of external data. The framework's application is demonstrated by means of a prototypical knowledge management tool that supports the technology planning of process chains for the production of body-in-white parts.

Keywords:

knowledge management, engineering, linked data, process planning, rdf, semantic web

1 Introduction

Analysing and evaluating the economic and energy performance of production systems requires models of products, processes and resources with technological and economic parameters. Collecting and organising the required data is not only time-consuming but also error-prone in terms of completeness and correctness.

Typical tools for system modelling use connected components with inputs and outputs. The component behaviour is described by equations, algorithms or data tables. These tools are powerful in respect to simulating large systems with continuous and discrete event behaviour, but they provide no or insufficient means for managing required parameter data, for evaluating alternative solutions and for collaboratively creating, exchanging and integrating models.

Especially in early stages of technology planning and assessment simpler heuristics for economic and energy performance are often sufficient to select efficient manufacturing processes and required resources. The required calculations are often implemented with spreadsheet software. But it is time-consuming to input the correct indicator formulas and to manually collect the parameter data for calculations.

Therefore this paper presents an approach that leverages Linked Data concepts for the representation of engineering data in combination with a language for mathematical formulas to enable the creation of distributed knowledge bases for the planning and assessment of manufacturing processes.

2 Background and related work

Knowledge-based engineering (KBE) is an umbrella term for methods and technologies to support common engineering tasks with intelligent software relying on formalized domain knowledge combined with logic rules. The development of KBE applications requires identifying, capturing, structuring, formalizing and finally implementing knowledge.

In 1994, Gruber et al. [1] developed an early solution for the semantic representation of engineering mathematics. They applied first-order logic to represent physical quantities, dimensions and units. However, the integration of parameter data and the representation of complex formulas were not addressed.

In 2006, Tudorache [2] dealt with the application of ontologies for the representation of systems, requirements and mathematical constraints. The constraints use simple textual expressions for the validation of system models, which are insufficient for the representation of more complex and interlinked formulas.

In the same year, Brandt et al. [3] introduced the *Process Data Warehouse*, an ontology-based system for managing knowledge about chemical process systems. This was complemented by OntoCAPE [4], a comprehensive ontology for chemical process systems. OntoCAPE also provides support for mathematical models. These are tailored to simulations and do not provide means for direct integration of parameter data.

OntoMODEL [5] adopts a comparable approach to OntoCAPE. It is less domain-specific than OntoCAPE and manages mathematical models as MathML documents with metadata. Both approaches are purpose-built for representing and solving equation systems with a fixed set of input variables whose values need to be assigned, e.g. by a user or a software agent, before running the computation.

Denkena et al. proposed the application of ontologies to knowledge management in process planning in 2007 [6]. The article motivates the use of ontologies for the integration of CAx tools but does not provide tangible solutions.

Lange gives a general review on representation of mathematical knowledge on the web [7]. In conclusion of his review, there are currently no systems available that combine Semantic Web technologies and computer algebra systems for mathematical computations or proofs.

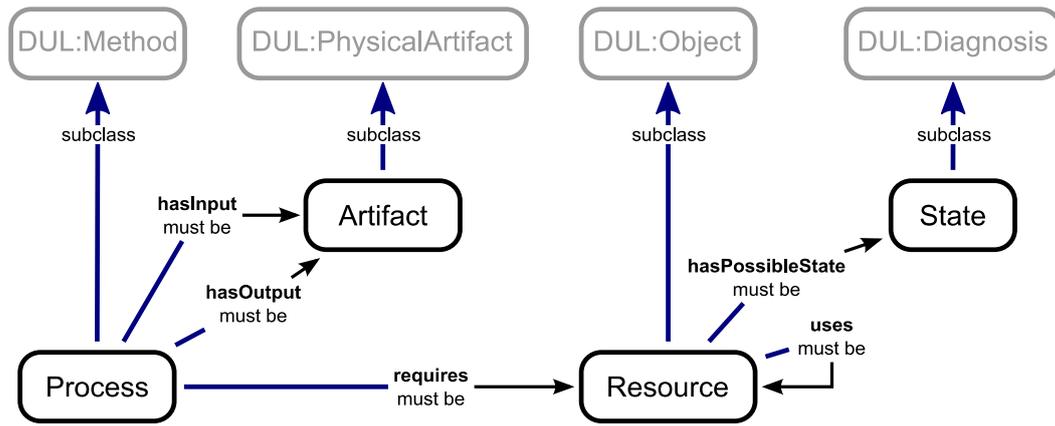


Figure 1: Simple ontology for manufacturing processes

Existing approaches either cope with the management of engineering data or with knowledge models for mathematical formulas. An integration of both aspects for the realization of decision support systems that are able to automatically parameterize and evaluate mathematical models based on product, process or resource data is still missing.

The proposed combination of Linked Data concepts with OpenMath enables the integration of data and mathematical formulas that is required to realize knowledge models of products, processes and resources with key indicators for performance assessments.

3 Management of engineering data

The described approach to data management is based on Semantic Web technologies. This enables the collaborative creation, distribution and integration of engineering data. Linked Data, a pivotal concept of the Semantic Web, establishes principles for publishing structured data. Thus it can be easily interlinked with data from other sources, especially from the internet.

3.1 Representation of Linked Data

The Linked Data principles are implemented by the Resource Description Framework (RDF), the data model for the Semantic Web. RDF uniquely identifies objects (the so-called resources) with URIs and describes them with triples consisting of a subject, a predicate and an object.

For example, the fact that *someDrawingPress* is a *HydraulicPress* can be represented by the following triple¹:

```
someDrawingPress rdf:type HydraulicPress .
```

Suppose we have even more information like the maximum pressing force in kN and the classification of *HydraulicPress* expressed by the following triples:

```
someDrawingPress pressingForceMax 16000 .
HydraulicPress rdfs:subClassOf FormingPress .
```

Due to the Linked Data principles it is easy to combine both data sets by simply concatenating the relevant triples:

```
someDrawingPress rdf:type HydraulicPress .
someDrawingPress pressingForceMax 16000 .
HydraulicPress rdfs:subClassOf FormingPress .
```

Another key concept of the Semantic Web, aside from using URIs for identification and using triples for data representation, is the separation of classes and properties. This is one of the most important differences to object-oriented approaches, which mainly model classes and their relationships but do not encourage a shared understanding of properties.

This is because object-oriented models regard properties as parts of classes and not as individual entities on their own. For example, in an object-oriented model the property *pressingForceMax* would directly belong to the class *FormingPress*, while RDF allows describing it independently:

```
pressingForceMax rdf:type rdf:Property .
pressingForceMax rdf:subPropertyOf forceMax .
pressingForceMax rdfs:label "Max. pressing force" .
```

Therefore, the meaning of the property *pressingForceMax* is unambiguously defined irrespective of the object it is applied to. If, for example, the property is used for both, a forming press and a clinching press, then its meaning is the same in each case.

Finally, the use of RDF for data representation solves three basic problems:

1. *unique identification* of objects across realms
2. *uniform, unambiguous description* of objects with their attributes and relationships
3. *interlinking of data* from multiple sources

3.2 Vocabularies for Linked Data

While RDF provides the means for representing data, its interpretation requires additional information about the employed terms. These are defined by ontologies which describe hierarchies of classes, properties and their relationships.

Ontologies are expressed in the languages OWL (Web Ontology Language) or RDFS (RDF Schema). The

¹ The triples are simplified. They would consist of full URIs, e.g. <http://www.w3.org/1999/02/22-rdf-syntax-ns#type> instead of `rdf:type`.

RDFS language is simpler than OWL but is limited to describing basic hierarchies of classes and properties. In contrast, OWL provides a more sophisticated vocabulary that, for example, allows expressing constraints on relationships between objects or the set theoretic treatment of classes.

Figure 1 depicts a simple ontology for manufacturing processes. This is a very high-level ontology for describing processes, consumed or produced artifacts (products), resources and their possible operating states. The ontology was initially developed to implement concepts for guided data exploration by linking operating data to process models of a manufacturing system under investigation [8].

Following the principle of minimal ontological commitment as proposed by Gruber [9] the ontology makes only few assumptions about classes and their relationships. By separating concerns into such lightweight ontologies the reuse of the defined terms is simplified and therefore the adoption of a common language is accelerated.

Another principle for designing ontologies is the alignment of vocabulary terms to terms from other ontologies. For example, the term *Process* is defined as a sub-class of *DUL:Method* from the upper ontology *DOLCE+DnS UltraLite (DUL)*. Alignments are comparable to dictionaries for natural languages that allow the (partial) interpretation of information that is expressed in foreign languages. They allow programs to work with data even if the specific vocabulary, e.g. the ontology for manufacturing processes, is unknown.

4 Representation of formulas

While existing Semantic Web technologies deliver means for the representation and interlinking of data and logic rules, they do not provide standardised ways to express and evaluate mathematical formulas [7].

Therefore, we have developed two ontologies: one for representing formulas and another one for specifying executable rules on top of these formulas [10].

4.1 Formulas in RDF

The standard markup language for mathematics on the internet is MathML², which is mainly intended for syntactical and graphical representations. OpenMath³ as another markup language for mathematical formulas focuses on semantics and therefore is better suited for exchange of executable formulas. OpenMath is also the basis for *Strict Content MathML*, a semantic subset of MathML that was introduced in version 3 of the standard.

Mathematical objects in OpenMath are mainly composed of numbers, variables and symbols that are combined by function applications into more complex objects. The following example illustrates the formula for the area of a circle in OpenMATH XML:

```
<OMOBJ
  xmlns="http://www.openmath.org/OpenMath">
  <OMA cdbase="http://www.openmath.org/cd">
    <OMS cd="relation1" name="eq"/>
```

² <http://www.w3.org/Math/>

³ <http://www.openmath.org>

⁴ <http://www.openmath.org/cd/contrib/cd/rdf.xhtml>

```
<OMV name="A"/>
<OMA>
  <OMS cd="arith1" name="times"/>
  <OMS cd="nums1" name="pi"/>
  <OMA>
    <OMS cd="arith1" name="power"/>
    <OMV name="r"/>
    <OMI>2</OMI>
  </OMA>
</OMA>
</OMOBJ>
```

OpenMath already uses URIs in the form of `{cdbase}/{cd}#{name}` to uniquely identify symbols making it a perfect candidate for an integration with Linked Data. For example, the symbol Pi is identified by <http://www.openmath.org/cd/nums1#pi>.

The symbols are defined by so-called *Content Dictionaries* (cd) belonging to a controlled domain (cdbase). OpenMath supports the document-based exchange of mathematical objects in XML or by using a binary representation.

We have created an OWL ontology [10] for the representation and interlinking of mathematical objects in RDF. While this ontology is still compatible with the OpenMath standard, it allows the direct representation of OpenMath objects as Linked Data.

For deeply nested structures like mathematical objects native RDF syntaxes (e.g. Turtle or RDF/XML) are cumbersome to use. Hence we have adapted the human readable OpenMath POPCORN [11] syntax (with modifications for better integration with RDF) for the input of formulas. Therefore, the formula $A = \pi \times r^2$ can be represented in our system as:

$$A = \text{pi} * r^2$$

This representation is close to the notation used by common engineering tools like Matlab or Modelica and can be understood without even knowing the principles of RDF and ontologies.

4.2 Rules for mathematical computations

Up to this point, we have introduced the means to represent interlinked mathematical formulas, but two important pieces are missing yet: How to

- *reference input data from formulas and*
- *execute computations?*

Section 3 already describes how data is represented with RDF, but we also need a way to access this data from mathematical formulas. This is accomplished by using the *OpenMath Content Dictionary for RDF*⁴. It provides symbols for the access to RDF objects and their properties.

Assuming that *radius* and *area* are both RDF properties of circles, the formula for the area of a specific circle may be expressed in generic POPCORN as:

$$\text{rdf:value}(\text{area}) = \text{pi} * \text{rdf:value}(\text{radius})^2$$

or abbreviated in our extended POPCORN language:

$$\text{@area} = \text{pi} * \text{@radius}^2 \quad (1)$$

While both syntaxes can be used interchangeably, the latter is better suited to reduce the complexity of accessing RDF content for end-users.

Since it is now possible to express linked formulas with references to RDF data, the means are available to execute basic mathematical computations. For this, we have developed a vocabulary and a computation engine that is able to execute mathematical rules over RDF data.

The mathematical rules are defined as constraints for properties on RDFS or OWL classes. Supposing that we have an OWL class named *Circle* with the applicable properties *area* and *radius*, this class could have a constraint for its property *area* as shown by (1).

The computation rules are treated as unidirectional assignments and not as real equations. This is because the computation engine works on the principle of data flow programming where changes of variables trigger the recalculation of dependent formulas (comparable to spreadsheets in Microsoft Excel).

Therefore, our system can be used for similar tasks as common spreadsheet tools, while the integration of data and reuse of formulas is greatly simplified by using the Linked Data concepts on top of RDF and OWL.

5 Application to technology planning

The framework was applied to realize a prototypical software system for a knowledge base that supports the technology planning of manufacturing processes.

The software is based on a Microsoft Excel spreadsheet application developed by Zönnchen [12] to evaluate the economic performance of process chains for body-in-white parts.

The existing spreadsheet should be converted into a web-based solution for managing knowledge models of products, processes and resources with indicators for the economic performance of process chains. Furthermore, it should also be extendable with other input data and indicator formulas, for example, with those for the energy performance of process chains developed by Schönherr [13].

5.1 Development of an ontology, views and editors

Based on the entities found in the existing spreadsheets, a domain-specific OWL ontology was developed. The spreadsheets used two typical patterns to model data:

1. rows represent entities of a common type; columns represent their properties (multiple entities per sheet)
2. rows represent different properties of one entity; columns represent the corresponding name-value pairs (one entity per sheet)

The data was transformed by creating an OWL class for each sheet with a distinct entity type and by extracting the associated properties for these classes from the column names. The derived ontology defines the classes *ProcessBlueprint*, *MasterData*, *Plan*, *Process*, *ProcessWithGas*, *Resource* and *Tool*.

Based on this ontology, views and editors were implemented into our web-based data management platform

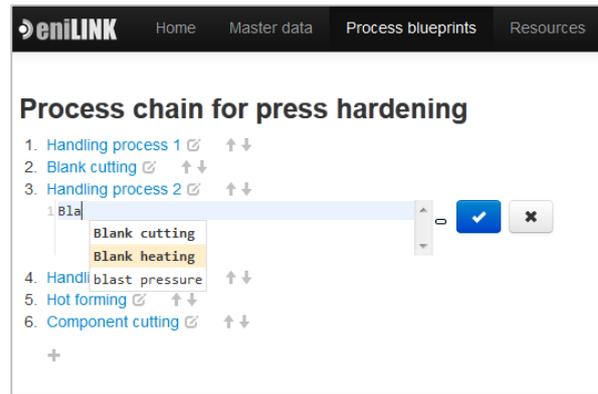


Figure 2: Editor for blueprints of hierarchical processes

eniLINK, which was also developed in the context of eniPROD.

Figure 2 depicts a simple editor for process blueprints. It can be used to define abstract process chains (of type *ProcessBlueprint*) for which multiple concrete realizations with different processes and resources may exist.

Furthermore, views and editors for other entities defined by the ontology are also implemented in a similar fashion. Figure 3 exemplarily shows a generic editable data sheet for a specific resource. Those data sheets can be used to view and edit properties of any RDF resource managed by eniLINK.

As can also be seen in Figure 3, the properties defined by an ontology may have labels like “Economic Life [Years]” in addition to their unique URIs. RDF supports the internationalization of these labels. For instance, the property *economicLife* may additionally have a German label like “Nutzungsdauer [Jahre]”. This mechanism for internationalization works for all text values in RDF.

| Presshärten_RessourceA | |
|---|-----------------------|
| <http://enilink.net/eniproduct/pkzs#Presshärten_RessourceA> | |
| Properties ▾ | |
| capacity | 2 |
| | + |
| Depreciation [€/Year] | 238095.23809523808 |
| | + |
| Economic Life [Years] | 15 |
| | + |
| Input power electrical [kW] | 132 |
| | + |
| Investment costs [€] | 3000000.0 |
| | + |
| Maintenance costs [€/Year] | 64500 |
| | + |
| Price [€] | 2500000 |
| | + |
| Process time [s] | 25 |
| | + |
| Required space [m²] | 10 |
| | + |
| uses | Presshärten_WerkzeugA |
| | + |
| type | Resource |
| | + |

Figure 3: Data sheet for resources

5.2 Modelling of indicator formulas

After creating the ontology and inserting basic product, process and resource related data, the formulas contained within the original spreadsheets needed to be transferred into a Linked Data representation.

This was accomplished by using eniLINK’s generic editing capabilities that already support the input of mathematical rules in an extended POPCORN syntax for RDF as introduced in Section 4.2.

For example, the spreadsheet’s formula for calculating the costs per part for a process

$$\frac{B28}{3600} * \frac{B30}{2} \tag{2}$$

was modelled as

$$\frac{@machineHourRate}{3600} * \frac{@taktTime(@plan)}{@partsPerCycle} \tag{3}$$

It is obvious that, formula (2) references values of cells by using column and row indexes. Therefore, it is highly context-dependent and almost meaningless for humans without knowledge about the structure of the spreadsheet (like row and column names). In contrast, formula (3) uses RDF properties to reference the required values. It has an unambiguous, context-independent definition and is, due to the use of concrete property names, easier understandable by humans.

Another advantage of the proposed RDF-based representation is the separation of rules and data. Typical spreadsheet software is cell based where the contents are either numeric values or formulas based on data from other cells. The ontology-based approach clearly separates classes, properties and formulas from instance data and therefore enables the definition of reusable vocabularies for knowledge models.

Figure 4 shows a screenshot with formulas regarding the economic performance of processes. The eniLINK platform provides both, a graphical representation and a textual representation for formulas. Hyperlinks to referenced RDF properties and mathematical operators allow easy navigation to retrieve additional information.

Process

The screenshot shows three formula cards for economic performance indicators:

- costsPerPart:**
 - Graphical: $\frac{@machineHourRate}{3600} \times \frac{@taktTime(@plan)}{@partsPerCycle}$
 - Textual: `@machineHourRate / 3600 * @taktTime(@plan) / @partsPerCycle`
- costsPerYear:**
 - Graphical: $@depreciation(@resource) + @imputedInterest + @occupancyCosts + @maintenanceCosts + @energyCosts$
 - Textual: `@depreciation(@resource) + @imputedInterest + @occupancyCosts + @maintenanceCosts + @energyCosts`
- energyCosts:**
 - Graphical: $@energyCostsElectrical + \sum_{c \text{ in } @@energyCostsGas} c$
 - Textual: `@energyCostsElectrical + sum(@@energyCostsGas, $c -> $c)`

Figure 4: Formulas for economic performance indicators

| Property | Value |
|-------------------------|------------------------|
| commonProperty | 0.9259259259259259 |
| costsPerPart | 0.17477839285714283 |
| costsPerYear | 517861.90476190473 |
| energyCosts | 58666.66666666667 |
| energyCostsElectrical | 58666.66666666667 |
| fullLoadHours | 5555.555555555556 |
| imputedInterest | 105000.00000000001 |
| machineHourRate | 93.21514285714285 |
| maintenanceCosts | 114500.0 |
| maxPartsPerHour | 288.0 |
| occupancyCosts | 1600.0 |
| partsPerCycle | 2.0 |
| plan | PlanA |
| processBlueprint | Warmumformung |
| resource | Presshärten_RessourceA |
| resourceCount | 1.0 |
| resourceProcessProperty | 5555.555555555556 |
| resourceProperty | 114500.0 |
| utilization | 0.9259259259259259 |
| rdf.type | Process |

Figure 5: Computation results for a specific process

Furthermore, an integrated computation engine is able to execute the stored formulas. This allows amongst others to model process alternatives with different resources along with the direct assessment of their economic performance by automatically parameterizing and evaluating the related indicator formulas.

Figure 5 shows the computation results for a specific process. Because the result values are expressed in RDF, they can be exchanged according to the Linked

Data principles. This makes them directly accessible for other systems that are able to work with RDF data.

6 Conclusion and future work

The application of Linked Data concepts for the integrated management of engineering data with mathematical formulas enables the distributed creation, exchange and integration of models with key indicator formulas from different sources. The proposed method helps engineers in creating a common vocabulary for formalized descriptions of products, processes and resources. Along with the semantic representation of formulas, a framework for knowledge models and assessment of manufacturing processes and resources is established.

The current implementation of the represented concepts primarily targets the exchange and interlinking of data and formulas. While the execution of indicator formulas is supported, it is limited to a simple flow based approach without consideration of time-dependent behaviour. A translation of the mathematical models into languages like Modelica would allow the computation of acausal models and the execution of dynamic simulations. Combined with the Function Mockup Interface (FMI)⁵, a standard for the exchange of simulation models, the creation of modular multi-scale models can become possible. This would allow the integrated simulation of production systems at multiple abstraction levels, e.g. at physical scale for heating processes and at system scale for logistics.

Acknowledgement

The authors like to thank the European Union (European Regional Development Fund) and Germany's Free State of Saxony for funding this research within the Cluster of Excellence 'Energy-Efficient Product and Process Innovation in Production Engineering' (eniPROD®).



Bibliography

- [1] Gruber, T. R.; Olsen, G.: An Ontology for Engineering Mathematics. In: Principles of Knowledge Representation and Reasoning: Proceedings of the 4th International Conference (KR '94), Bonn, Germany, 1994, pp. 258–269.
- [2] Tudorache, T.: Employing Ontologies for an Improved Development Process in Collaborative Engineering, Doctoral Thesis, Technische Universität Berlin, Fakultät IV - Elektrotechnik und Informatik, 2006. URN: [urn:nbn:de:kobv:83-opus-14377](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:kobv:83-opus-14377)
- [3] Brandt, S. C.; Morbach, J.; Miatidis, M.; Theißen, M.; Jarke, M.; Marquardt, W.: Ontology-Based information management in design processes. In: Computer Aided Chemical Engineering, vol. 21, 2006, pp. 2021–2026.
- [4] Morbach, J.; Wiesner, A.; Marquardt, W.: OntoCAPE–A (re)usable ontology for computer-aided process engineering. In: Computers & Chemical Engineering, vol. 33, no. 10, 2009, pp. 1546–1556.
- [5] Suresh, P.; Joglekar, G.; Hsu, S.; Akkisetty, P.; Hailemariam, L.; Jain, A.; Reklaitis, G.; Venkatasubramanian, V.: OntoMODEL: Ontological mathematical modeling knowledge management. In: Computer Aided Chemical Engineering, vol. 25, Elsevier, 2008, pp. 985–990.
- [6] Denkena, D.; Shpitalni, M.; Kowalski, P.; Molcho, G.; Zipori, Y.: Knowledge management in process planning, CIRP Annals - Manufacturing Technology, vol. 56, no. 1, 2007, pp. 175–180.
- [7] Lange, C.: Ontologies and languages for representing mathematical knowledge on the Semantic Web, Semantic Web, IOS Press, vol. 4, no. 2, 2013, pp. 119–158. DOI: [10.3233/SW-2012-0059](https://doi.org/10.3233/SW-2012-0059)
- [8] Wenzel, K.; Tiszl, M.: Linking Process Models and Operating Data for Exploration and Visualization. In: Proceedings of the Workshop on Ontology and Semantic Web for Manufacturing (OSEMA 2012), Graz, 2012, pp. 59–73.
- [9] Gruber, T.: Toward Principles for the Design of Ontologies Used for Knowledge Sharing. In: International Journal Human-Computer Studies, vol. 43, no. 5/6, 1995, pp. 907–928.
- [10] Wenzel, K.; Reinhardt, H.: Mathematical Computations for Linked Data Applications with OpenMath. In: Joint Proceedings of the 24th Workshop on OpenMath and the 7th Workshop on Mathematical User Interfaces (MathUI), 2012, pp. 38–48.
- [11] Horn, P.; Roozmond, D.: OpenMath in SCIENCE: SCSCP and POPCORN. In: Intelligent Computer Mathematics, vol. 5625, 2009, pp. 474–479.
- [12] Zönnchen, S.: Konzeption einer Methodik zur Analyse und Beurteilung der Wirtschaftlichkeit von Prozesskettenvarianten am Beispiel von Strukturbauanteilen, unpublished Master Thesis, Technische Universität Chemnitz, Chemnitz, 2011.
- [13] Schönherr, J.: Achieving Energy Efficient Process Chains in Sheet Metal Forming. In: Schuh, G.; Neugebauer, R.; Uhlmann, E. (Eds.), Future Trends in Production Engineering, Springer, Berlin, 2011, pp. 331–341.

⁵ <https://www.fmi-standard.org/>

Energy Flow Visualization Using Particle Systems

Wittstock, V.¹; Pürzel, F.¹; Schumann, M.¹; Dudarev, I.^{1*}

¹ Technische Universität Chemnitz, Institute for Machine Tools and Production Processes, Professorship for Machine Tools and Forming Technology, Chemnitz, Germany

* corresponding author: ivan.dudarev@mb.tu-chemnitz.de

Abstract

It is difficult to imagine modern science without using graphs, charts or diagrams. They are used to provide deeper insights regarding particular details. However, in the course of time, methods for data representation are changing. Other visualization methods, like virtual reality, have been developed.

Especially for processes that cannot be seen in reality, intuitive visualizations are the basis to create understanding for the process itself. Energy management is a complex problem where a deep understanding of the underlying processes, like energy flows, is a necessary basis.

In this paper, we therefore present a new method of energy visualization. This method is based on the concept of particle systems.

The main idea of using particle systems for the visualization of energy is to show dynamic changes of energy consumption over time. This new visualization should be easy to understand and more intuitive and comprehensive as the existing ones. To achieve this goal, it is necessary to develop and implement a method that visualizes the energy flow, e.g. inside a machine tool in 3D space, by a representation of the energy flow through a particle system.

Keywords:

Visualization, Particle system, Sankey diagram

1 Introduction

Nowadays, simulation and visualization are widely applied in various areas such as education, computer entertainment, economics, business administration, and of course in the production engineering sector.

The conception of data visualization is associated with mental possibilities of humans. Due to different professional knowledge and social skills, the human perception of information lies in various spheres of comprehension. However, the human visual and mental system is able to work with a huge amount of data, as it identifies information using predefined rules [1]. One main goal of data visualization is to present information in an intuitively understandable way, regardless of different knowledge or skills of the addressee.

According to [1] the structure of human memory contains *iconic*, *working* and *long-term* memories. The memorization of information in all three can be enhanced by visualization in a different way.

The development of highly immersive visualization technologies, like virtual reality (VR) opens many new

possibilities for intuitive and easy to understand visualizations. Therefore, the utilization of virtual reality becomes more common, especially in the production engineering sector.

Over the last few years, virtual reality has become part of the mainstream product design and development process of many companies in the manufacturing industry. By means of virtual reality or virtual environment, it is possible to generate immersive models in full scale. In addition, using virtual reality can improve the designing and engineering process of new products and processes, e.g. for the machine tools industry. Especially concerning research on energy efficiency, which becomes a more and more important topic for machine tool manufacturers, visualization is an important step for understanding the underlying processes and principles.

2 Energy Visualization

2.1 Energy Visualization in General

Especially for processes that cannot be seen in reality, like for example energy flows, visualizing the data in an illustrative and understandable way is very important. Undeniably, raw data will be better understood after transforming it to the suitable diagram, graphs or scheme. Different approaches are used for different types of data. When using the virtual reality technology, 3D diagrams should be used.

In prior research activities, we developed different VR suitable energy visualization methods, like recoloring parts according to their energy consumption, bar diagrams (height of diagram is associated to consumption) and the 3D Sankey diagram.

2.2 3D Sankey Diagram for Energy Visualization in Virtual Reality

The identification of inefficiencies and potentials for saving resources were the major goals for the implementation of the Sankey diagram. With this type of diagram it is likely to observe energy flows and energy losses. The intensity of the energy flow is demonstrated by branches and their dimensions [2]. By showing dependencies between different energy consumers and the energy source, it is possible to observe where and how much energy is used in the different parts of the machine tool. The user gets an understandable picture of the process better and faster [3].

Within recent work the idea of transforming a 2D Sankey diagram to a 3D Sankey diagram and implementing this method for a virtual machine tool in virtual reality was developed [3].

After implementing the 3D Sankey diagram and the other visualization methods, like bar diagrams or color-coding of parts for the same machine tool, they were tested regarding acceptance and usability with a group of target users. One of the results of that evaluation was that users would prefer dynamic visualizations that are well arranged and that transport a lot of information without being overloaded [4].

Besides those user requirements, the proposed 3D Sankey method has a drawback when using the dynamic adaption of the branch-thickness for visualization of the current quantity of energy. Especially when the intensity of the energy flow has a great variation, the thickest branches could cover the machine components and the thinnest branches could be too small to be clearly visible [3].

To avoid such problems, a new method of energy visualization was developed that should fulfill the user requirements even better. This method is based on a particle system as basis for the visualization of energy consumption. The method itself and its advantages and disadvantages will be discussed below.

3 Particle Systems

The term “Particle System” is well known in the context of computer graphics. It is used to describe modeling techniques, rendering techniques, and types of animation. Initially, the term “Particle system” was used by William T. Reeves to describe the “effect of a bomb explosion on the surface of a planet” [5]. This creation was realized in the movie *Star Trek II: the Wrath of Khan*. Reeves was searching for a realistic method for fire visualization. He understood that a behavior of such a surface is difficult to define. Therefore it would be better to set up dynamic rules for a huge amount of small points. For instance, a fire was represented by thousands of particles.

There are two main assumptions that have to be fulfilled for particle systems [6]:

- Collection of particle – a particle system is composed of one or more individual dots, called particles. Each particle has attributes that directly or indirectly affect the behavior of the particle. Often, particles are graphical primitives such as points or lines, but they are not limited to this.
- Stochastically defined attributes – the other common characteristic of all particle systems is the introduction of some type of random element. This random element can be used to control the particle attributes such as position, velocity, and color. Usually, the random element is controlled by some type of predefined stochastic limits, such as bounds.

Modeling phenomena such as clouds, smoke, water, and fire have been proven difficult to be realized with the formerly existing techniques of computer graphics. Those objects, which do not have smooth, well-defined surfaces, are called “fuzzy” objects [5]. For a better visualization of those objects, particle systems have been developed. Electrical current, which can also be seen as fuzzy objects, can therefore be visualized using particle systems.

3.1 Particle system phases and attributes

A particle system is basically just a collection of 3D points in space. They pass through a complete life cycle. As described by Reeves [5] a particle goes through three phases during its lifespan: generation, dynamic changes and death.

The generation phase involves the creation of a particle and its interaction within the particle system. Generation occurs by means of a controlled stochastic process. This process determines the number of particles entering the system during a certain interval of time. The number of generated particles is important because it strongly influences the density of the fuzzy object.

The attributes of the particles are initialized with fixed or random values. The level of randomness in each attribute is also determined by a stochastic process. The key aspect of a particle system is its dynamics, meaning the dynamic change of their attributes with each iteration. A typical structure of a particle in a particle system has the common attributes, described in Table 1.

Tab.1 Attributes of the particle system

| Particle attribute | Description of attribute |
|--------------------|---|
| Color | Different color of particle |
| Lifespan | The time a particle exists within boundary of particle system |
| Size | Default size of particles |
| Velocity | Speed of particle movement in specific direction |
| Position | The location of particle within three-dimensional boundary |
| Opacity | Transparency of the particles |

The lifespan of a particle may affect its color, opacity, and size. A particle color can change constantly with each iteration and therefore create an array of effects. The adaption of the particle color can also be combined with opacity changes to determine its intensity and transparency. The higher the opacity, the brighter the particle's color will appear while a lower opacity would result in the particle appearing more transparent. The lifespan of a particle coupled to its opacity causes the particle to appear increasingly transparent until it fades away. The particle's size coupled to its lifespan can also be used to represent lifespan. For example, particles with full lifespan are represented as large-sized points or objects but as the particle ages they shrink in size until they disappear.

3.2 Application of the Particle System

A particle system is mainly used for the simulation of complex objects and the movement of irregular objects. Different research projects have been done regarding the use of particle systems. For example, Liang realized a three-dimensional fountain simulation based on GPU (Graphics Processing Unit). He simulated the movement of a fountain and rendered it. During the process of particle simulation, Liang considered all aspects from real life: the water fountain drops were affected by gravity, air resistance, and wind power [7].

Other researchers from China, Zhou and Lu, simulate fire through particle systems. Their idea was implemented using VRML (Virtual Reality Modelling Language) and was later adapted to develop a VR-based firefighting simulation. Thus the simulation was realized to study and train people's reaction in a fire emergency situation without putting them at a risk [8].

4 Energy Consumption Visualization Using a Particle System

4.1 General Attributes of Particle Systems

The idea of the visualization of energy consumption described in this paper is using a particle system with several adjustable attributes. If considering the electrical current as a flow of fuzzy objects, parallels to particle systems are obvious. In regard to the characteristics of electrical energy, it is possible to present energy flow, or precisely electrical current, like a movement of electrons in a conductor. The particle system method integrates various ideas of visualization. Figure 1 shows a possible division of the color depending on the current energy consumption.

| Up to 3 kW | 3 kW-6 kW | more than 6 kW |
|------------|-----------|----------------|
| Green | Yellow | Red |

Fig. 1. Representing different energy consumption by color

Recoloring of particles, as one of the attributes in the particle system, can be used to give a clearer understanding about the energy movement.

Changeable transparency of the particles is another main attribute and the basis for particle system energy visualization. In addition the energy consumption can be represented by changing densities of the particles over time. Using particles for the visualization of the current energy consumption by letting them flow through the machine tool will help to increase the understanding of the main consumers of energy and the behavior of energy within the machine tool.

The following assumptions are the basic ones for particle system models:

- In case power consumption is low, there are only a few particles in a system;

- If power consumption increases, the quantity of particles increases as well.

Fig. 2 shows a combination of changing color and opacity of the particles to represent different energy consumption levels.

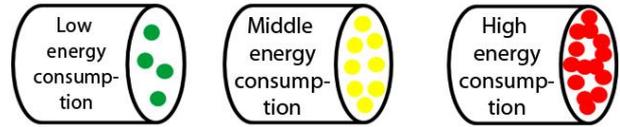


Fig. 3. Representing energy consumption by changing opacity and color of the particles

Taking into account that different elements in machine tools consume various amounts of energy, it is possible to split the total amount of emitted particles accordingly. Following [9], almost 41 % of energy goes to the servo unit drive. This means the major part of the particles will be directed to the spindle and to the X, Y, and Z axes. The rest of the particles will be directed to other elements, according to their energy consumption.

4.2 The Model of Particle Distribution

The distribution of particles starts from an emitter, where the creation of the particles with the necessary attributes happens. Afterwards they are going to the consumer. In case of machine tools, the role of the consumer belongs to different components of the machine tool. All energy needed for the operation of the machine tool is represented by the particle system. The distribution of the particles happens in compliance with the energy consumption of the components of the machine tool. The distribution of the particles is shown in Fig. 3.

For the trajectory of the particles a simple line was chosen, which is described by a vector-parametric equation line in space:

$$\vec{r} = \vec{r}_0 + \vec{v}t \tag{1}$$

where $P_0(\vec{r}_0) = P_0(x_0; y_0; z_0)$ are the points in a line and $\vec{v}(l; m; n)$ is a direction vector of this line.

During time course of the energy visualization, the directions of particles have to change. The description of the particle path is:

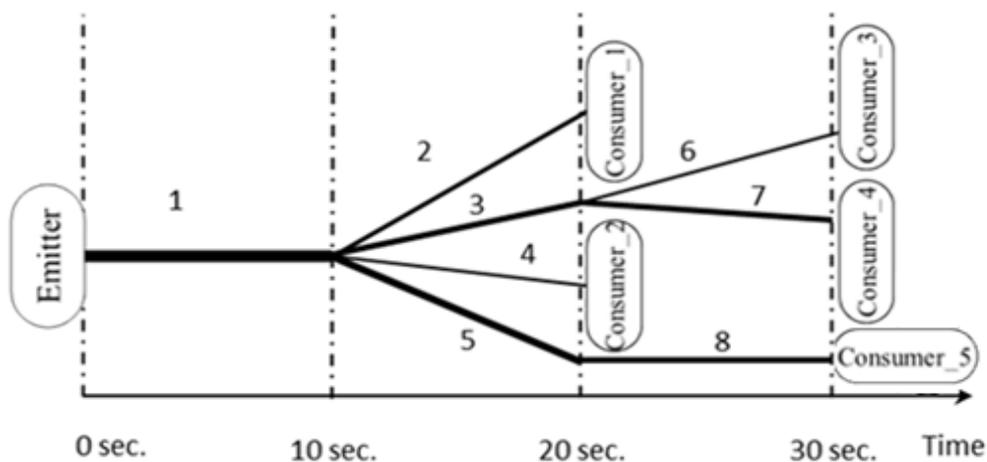


Fig. 2. Particle system distribution [10]

$$W_1(t) \begin{cases} P_1 + a_1(t)\vec{v}_1 & \{t \in [0; 10] \\ P_2 + a_2(t)\vec{v}_2 & \{t \in [10; 20] \end{cases} \quad (2)$$

where P_1 is an initial point of a system and P_2 the point, where the particle changes the direction and t is a time.

The coefficient $a(t)$ should fulfill the following condition:

$$a_i(t) = t_i - t_{i0}; t_i \in [t_{i0}; t_{i1}] \quad (3)$$

The following equation represents scenario 1-3-8 (Fig. 3):

$$W_2(t) \begin{cases} P_1 + a_1(t)\vec{v}_1 & \{t \in [0; 10] \\ P_3 + a_3(t)\vec{v}_3 & \{t \in [10; 20] \\ P_8 + a_8(t)\vec{v}_8 & \{t \in [20; 30] \end{cases} \quad (4)$$

The goal is to implement a particle system to be able to visualize the energy flow and its changes over time inside of a machine tool represented in a 3D model.

To achieve this goal, it is necessary to develop and implement a model by which the energy flow, by other words electric current, inside a machine is visualized using the particle system method. This can be done using C++ and visualizing it via an OpenGL template at first.

For the description of the energy flow paths inside the machine, the following assumptions have to be made:

- the paths inside the machine are described with a graph;
- the energy source, the junctions to several pathways, and the energy consumers are represented by the graph nodes;
- the connections are realized by parent/child relationships between the nodes;
- the nodes have flow values, which represent the energy passing through it;
- for each graph there can only be one source, but several consumers, making it a tree graph.

All this assumptions are necessary to create and develop a model of the particle system. The paths of the model represent the wires in the machine tools through which the energy current is flowing. This representation increases the understandability of the process energy consumption for analysis.

4.3 Energy Visualization

Figure 4 shows a view of the particle system on the left and an overview of possible implementation within a VR model of a machine tool on the right side.

The main energy consumers and the power supply unit can be seen in Figure 4. The power supply unit can be used as the emitter of the particle system. Coming from this emitter, one thick main branch (colored in red) represents all necessary energy needed by the machine tool. After entering the machine the main branch is divided to several smaller branches. Each branch should be connected to an energy consumer (e.g. spindle, axis, and pump). The branches represent the boundaries for the particle system. The particles are moving through a machine from emitter to consumer simulating flowing energy. When particles reach the consumer they “disappear” and in the same time new ones appear from the emitter [10].

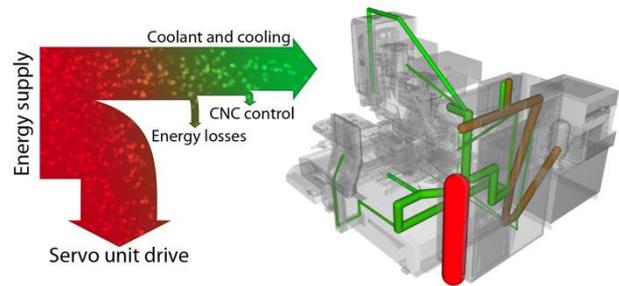


Fig. 4. Transparency model of machine tool and boundary of particle diffusion

That means energy was used by consumer. Due to the dynamic movement of the particles, viewer can better understand the initial propagation of power into the machine tools.

The main energy consumers and the power supply unit can be seen in Figure 4. The power supply unit can be used as the emitter of the particle system. Coming from this emitter, one thick main branch (colored in red) represents all necessary energy needed by the machine tool. After entering the machine the main branch is divided to several smaller branches. Each branch should be connected to an energy consumer (e.g. spindle, axis, and pump). The branches represent the boundaries for the particle system. The particles are moving through a machine from emitter to consumer simulating flowing energy. When particles reach the consumer they “disappear” and in the same time new ones appear from the emitter [10]. That means energy was used by consumer. Due to the dynamic movement of the particles, viewer can better understand the initial propagation of power into the machine tools.

As explained by Reeves [6], the advantages of particle systems make them an ideal technique for modeling natural phenomena. Firstly, particles are primitives and use the simplest of surface representations. Secondly, a particle system model is procedurally well-defined. Thus, the behavior of particles can be controlled using various functions and parameters. This reduces the amount of time needed by the animator to create a highly detailed model. Finally, unlike surface-based modeling a technique, modeling the dynamics of particles is easy and, thus, well suited for complex animations.

4.4 Implementation

We are currently working on the implementation of the particle system for the VR software Instant Reality. Therefore a first C++ code was written. The graph was implemented in two C++ classes:

class *PowerTree*, containing:

- root node
- information about all nodes of the tree

class *PowerTreeNode*, containing:

- parent node making it a root
- container with children nodes making it a leaf/ power consumer)
- coordinates in 3-dimensional space
- flow values (passing energy)

- as in a tree graph every node has only one parent, the properties of the connection to it are also described in this class
- length (Euclidian distance to parent node)

For the first testing and visualization a simple OpenGL Template uses nodes, which are shown as spheres and a connection between nodes which is represented by lines between them. A test graph is shown in Figure 5.

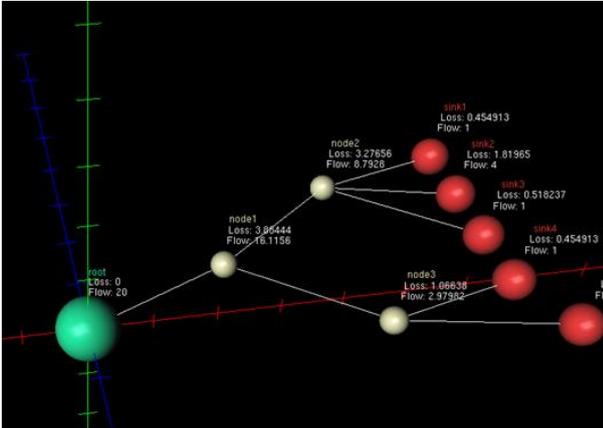


Fig. 5. Test graph in OpenGL

To represent energy flow values with particles, the following assumptions have been made:

- higher energy flow is represented by a higher density of particles;
- particles move in a linear way from random points inside node 1 to node 2, with a fixed speed;
- particles move only from one node to another and are then deleted, the impression of a continuous flow through the graph is still given due to the high number of particles overall;
- therefore, an amount of particles has to be recreated for every frame

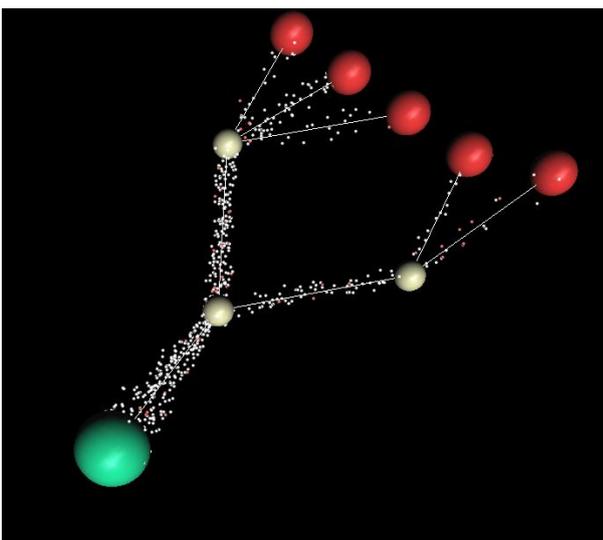


Fig. 6. Particles divide among the paths differently, creating the impression of a continuous energy flow

The method of creating a dynamic (randomized) amount of particles every frame, allows to change/recalculate the flow values of the graph during runtime.

Energy loss in paths between energy consumer elements is visualized by some particles leaving the scene/their linear path earlier (see red particles in Figures 6 and 7).

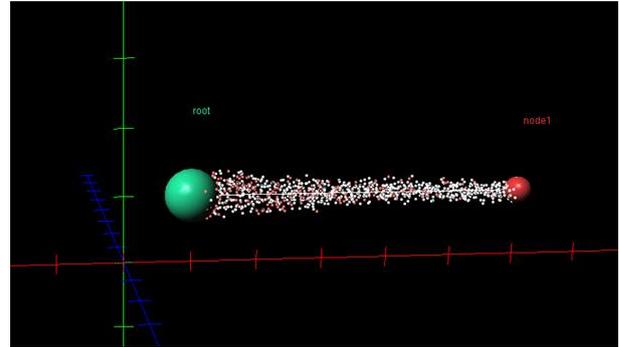


Fig. 7. Test graph, where part of the particles get lost (red)

5 Conclusion

According to previous work [1], visualization of data is important because the human eye can process many visual signals simultaneously. Moreover, visualization can be more efficient if the way of data interpretation is chosen correct.

In the present article a method of energy visualization in virtual reality by using a particle system is described. The main advantage of the particle system method compared to other existing visualization methods is the dynamic changes of the energy consumption over time.

In the next step the method will be evaluated in comparison to the other visualization methods like color coding of components and the 3D Sankey diagram. According to [4], a user evaluation is necessary to recognize the usability, clearness of getting information from the model, and user understanding of the process of energy consumption.

Acknowledgments

The authors like to thank the European Union (European Regional Development Fund) and Germany's Free State of Saxony for funding this research within the Cluster of Excellence 'Energy-Efficient Product and Process Innovation in Production Engineering' (eniPROD®).



References

- [1] Zhu B., Chen H.: Information visualization. In: Annual Review of Information Science and Technology, 2005, 39(1):139–177.
- [2] Schmidt, M.: The Sankey Diagram in Energy and Material Flow Management. In: Journal of Industrial Ecology, 2008, 12(1):82–94.
- [3] Neugebauer, R.; Wittstock, V.; Meyer, A.; Glänzel, J.; Pätzold, M.; Schumann, M.: VR tools for the development of energy-efficient products. In: CIRP Journal of Manufacturing Science and Technology, 2011, 4(2):208–215.

- [4] Wittstock, V.; Klavina, E.; Schütz, A.; Pürzel, F.: Akzeptanz und Wirkung verschiedener Varianten der VR-Visualisierung von Energiekennwerten. In: Neugebauer, R.; Götze, U.; Drossel, W.-G. (Eds.) Energy-related and economic balancing and evaluation of technical systems – insights of the Cluster of Excellence eniPROD., Verlag Wissenschaftliche Scripten, Auerbach, 2013, pp. 273–282. URN: [urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-109067](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-109067)
- [5] Reeves, W. T.: Particle system – A technique for modeling a class of fuzzy objects. In: ACM Transaction on Graphics, 1983, 2(2):91–108.
- [6] Reeves, W.T.: Approximate and Probabilistic Algorithms for Sharing and Rendering Structure Particle System. In: Computer Graphics, 1985, 19(3), 313–322.
- [7] Liang, Z.; Zhou, H.: Three-dimension Fountain Simulation Based on GPU and Particle system. In: International forum on information technology and applications, 2009, pp. 37–39.
- [8] Zhou, S.; Sun, Y.; Lu, L.; Chen, Z.: Fire simulation model based on Particle system and its application. In: Virtual Reality, Proceedings of the 16th International conference on Artificial Reality and Telexistence-Workshop (ICAT'06), 2006, 642–645. DOI: [10.1109/ICAT.2006.64](https://doi.org/10.1109/ICAT.2006.64)
- [9] Götze, U.; Koriath, H.-J.; Kolesnikov, A.; Lindner, R.; Paetzold, J.: Integrated methodology for the evaluation of energy-and cost-effectiveness of machine tools. In: CIRP Journal of Manufacturing Science and Technology, 2012, 5(3):151–163. DOI: [10.1016/j.cirpj.2012.04.001](https://doi.org/10.1016/j.cirpj.2012.04.001)
- [10] Dudarev, I.; Wittstok, V.; Pürzel, F.; Blecha, P: Visualization of Energy Flow using a Particle System. In: Březina, T.; Jabłoński, R. (Eds.), Mechatronics 2013, Recent Technological and Scientific Advances, Springer International Publishing, Switzerland 2014, pp. 185–192. DOI [10.1007/978-3-319-02294-9_24](https://doi.org/10.1007/978-3-319-02294-9_24)

Smartphone-App-System zur mobilen Visualisierung von Energiemessdaten

(Smartphone-App-System for Mobile Energy Data Visualization)

Schubert, M.^{1*}; Runger, G.¹;

¹ TU Chemnitz, Professur Praktische Informatik, Chemnitz

* corresponding Author: mark.schubert@informatik.tu-chemnitz.de

Abstract

Energieeinsparung und Energieeffizienz sind in Anbetracht der kontinuierlich steigenden Energiepreise in den letzten zwanzig Jahren ein wichtiges Themenfeld in Industrie und Forschung. Ein Gesetz, das Rahmenbedingungen für Energieeffizienzmaßnahmen schaffen soll, ist letztlich nur eine Konsequenz aus diesem Verlauf und wurde mit dem 'Gesetz über Energiedienstleistungen und andere Energieeffizienzmaßnahmen' am 8. Juli 2010 durch den Deutschen Bundestag verabschiedet. Die Verbesserung der Energieeffizienz ist ein Ziel dieses Gesetzes. Eine Maßnahme zum Erreichen dieses Ziels ist die Versorgung der Endverbraucher mit fundierten und detaillierten Informationen über deren Energieverbrauch. Dies stellt den Beweggrund für die Entwicklung einer Smartphone-App zur Visualisierung von Energiemessdaten und die Evaluierung der Einsatzmöglichkeiten der App im Smart Factory Umfeld dar.

Entwickelt wurde ein Smartphone-App-System, das Energiemessdaten, die auf einem zentralen Server abgelegt sind, objektbezogen abrufen und visuell in Form verschiedener Charts darstellen kann. Dafür ist zunächst eine Betrachtung der Anforderungen, die an das Smartphone-App-System gestellt werden, notwendig. Hieraus lassen sich verschiedene Kenngrößen, die für die Implementierung und den späteren Leistungsumfang des App-Systems ausschlaggebend sind, ableiten. Das entwickelte System zeigt in Zusammenspiel mit weiteren Analyseanwendungen, dass ein Einsatz mobiler Kommunikationsgerate zur visuellen und mobilen Datenauswertung möglich und sinnvoll ist.

Due to continuously rising energy prices, energy conservation and energy efficiency have become an important topic in research and industry over the last twenty years. A law that creates a framework for energy efficiency measures is ultimately only a consequence of this development. The law 'Gesetz über Energiedienstleistungen und andere Energieeffizienzmanahmen' was passed by the German Bundestag on 8th July, 2010. Improving energy efficiency is one major goal of this law. One of the main objectives is to provide the end user with in depth and detailed information about his or her energy consumption. This is the motive for developing a smartphone app system for the visualization of energy data and the study of the implication in smart factory systems.

The aim is to develop a smartphone app system to visually represent energy data in form of various charts

that are stored on a central server. Prior to that, it is necessary to consider the requirements that are imposed on the smartphone app system. Consequently, several parameters which are crucial for the implementation and the future scope of the app system can be derived. The developed system shows that the use of mobile communication devices for visual and mobile data evaluation is practical and meaningful.

Keywords:

Energie, Daten, Smartphone, Visualisierung, Java, Chart, Effizienz, Android

energy, data, smartphone, visualization, java, chart, efficiency, android

1 Einleitung

Energieeinsparung und Energieeffizienz sind in Anbetracht der kontinuierlich steigenden Strom- und Energiepreise der letzten zwanzig Jahre ein wichtiges Themenfeld in Industrie und Forschung. In der Zeitspanne von 1991 bis 2011 sind bspw. die Stromkosten in privaten Haushalten um 69 % und in der Industrie um 41 % gestiegen. Die durchschnittliche Steigerungsrate über die drei wichtigsten Energieträger Öl, Gas und Strom betrug im gleichen Zeitraum bei privaten Haushalten 122 % und bei der Industrie 128 %. (Vgl. dazu Abb. 1 und Abb. 2, sowie [1].)

Ein Gesetz, das Rahmenbedingungen für Energieeffizienzmaßnahmen schaffen soll, ist letztlich nur eine Konsequenz aus diesem Verlauf und wurde mit dem 'Gesetz über Energiedienstleistungen und andere Energieeffizienzmaßnahmen' [2] am 8. Juli 2010 durch den deutschen Bundestag verabschiedet. Es setzt die Auflagen, die in der EU Richtlinie über 'Energieeffizienz und Energiedienstleistungen' [3] definiert wurden, um. So besteht laut dieser Richtlinie "die Notwendigkeit, die Energieeffizienz zu steigern, die Energienachfrage zu steuern und die Erzeugung erneuerbarer Energien zu fördern". Zudem soll durch eine "verbesserte Endenergieeffizienz [...] eine kostenwirksame und wirtschaftlich effiziente Nutzung der Energieeinsparpotenziale" ermöglicht werden. "Maßnahmen zur Verbesserung der Energieeffizienz könnten diese Energieeinsparungen herbeiführen" und sind u. a.:

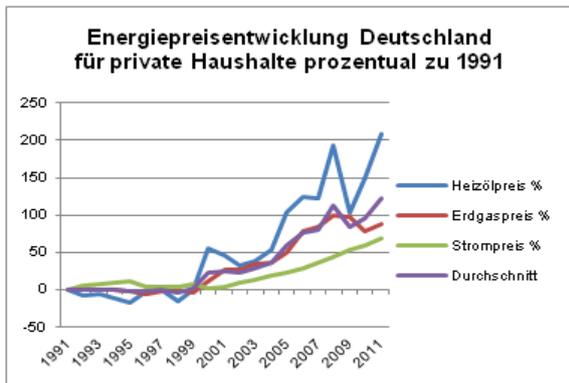


Abb. 1: Prozentuale Energiepreisentwicklung Haushalte [1]

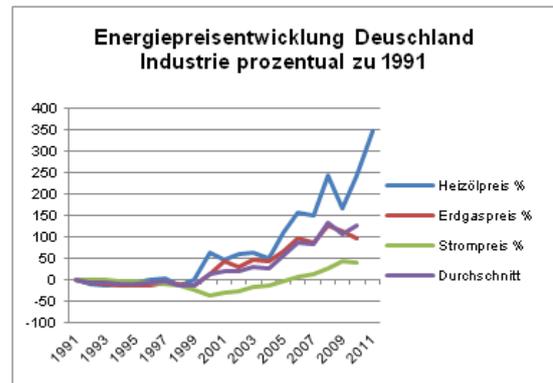


Abb. 2: Prozentuale Energiepreisentwicklung Industrie [1]

- Einführung von energieeffizienteren Technologien zur Steigerung der Innovations- und Wettbewerbsfähigkeit
- Einführung von Richtlinien zum Energienachfrage-management
- Festlegung nationaler Richtziele zur Förderung der Energieeffizienz
- Durchführung von Energieaudits¹
- Stärkere Förderung eines effizienten Energieend-verbrauchs
- Effizienzsteigerungen infolge der allgemeinen Verwendung kosteneffizienter technologischer Innovationen (z. B. elektronischer Messgeräte)
- Festlegung von erforderlichen Mechanismen, Anreizen und institutionellen, finanziellen und rechtlichen Rahmenbedingungen zur Beseitigung vorhandener Markt Hindernisse
- Versorgung der Endverbraucher mit fundierten Informationen über deren Energieverbrauch und weiteren zweckdienlichen Informationen wie etwa über verfügbare Energieeffizienzmaßnahmen, Endverbraucher-Vergleichsprofile und Einsatzmöglichkeiten von 'Faktor-Vier'² Systemen

Der erste Teil der letzten aufgeführte Maßnahme zur Versorgung des Endverbrauchers mit fundierten Informationen zu dessen Energieverbrauch stellt die Motivation für die Entwicklung eines Smartphone-App-Systems zur Visualisierung von Energiemessdaten dar, die in diesem Artikel erläutert werden soll.

2 Zielstellung

Die zu entwickelnde Anwendung soll es ermöglichen, im Unternehmensumfeld energieverbrauchsrelevante Daten mobil und ohne Beschränkung des Standorts zu erhalten,

aus diesen Daten Informationen über den Energieverbrauch des jeweiligen Verbrauchers zu generieren und die Möglichkeit zu schaffen, aus den Informationen Entscheidungen zur Steigerung der Energieeffizienz abzuleiten.

Folglich wird eine Energiedatentransparenz für den Anwender generiert, die im Zusammenspiel mit anderen Systemen ein Energiedatenmanagement ermöglicht und in den folgenden Anwendungsgebieten genutzt werden kann:

- Energieeinsparpotenziale lokalisieren
- Kontrolle von verschiedensten Verbrauchern hinsichtlich verschiedener Kenngrößen, mit deren Hilfe atypisches Verhalten oder Defekte frühzeitig erkannt und behoben werden können
- Erkennung von Verbrauchsspitzen

Dem Nutzer wird durch die Visualisierung der energieverbrauchsrelevanten Daten ein Anreiz gegeben, den Energiebedarf selbst zu steuern und eine nachhaltige Wirkung auf die damit verbundenen Energiekosten zu erzielen.

Die prototypische Realisierung soll in Form einer Smartphone-App erfolgen, die Energiemessdaten, die auf einem zentralen Server abgelegt sind, objektbezogen abrufen und visuell in Form von Charts darstellen kann.

3 Anforderungen und Softwarearchitektur

Für den Entwurf einer Anwendung im Bereich des Energiedatenmanagements müssen zusätzlich zu den üblichen Fragestellungen des Softwareengineerings [5] noch die folgenden Themengebiete betrachtet werden:

- Wie soll die Nutzerschnittstelle der Anwendung gestaltet werden?
- Welche Services soll die Anwendung bieten?

¹ Energieaudit: ein systematisches Verfahren zur Erlangung ausreichender Informationen über das bestehende Energieverbrauchsprofil eines Gebäudes oder einer Gebäudegruppe, eines Betriebslaufs in der Industrie und/oder einer Industrieanlage oder privater oder öffentlicher Dienstleistungen zur Ermittlung und Quantifizierung der Möglichkeiten für kostenwirksame Energieeinsparungen und Erfassung der Ergebnisse in einem Bericht. [3]

² Faktor-Vier: "Doppelter Wohlstand – halbiertes Verbrauch" ist ein Bericht an den Club of Rome, der 1995 von Ernst Ulrich von Weizsäcker, Amory Lovins und Hunter Lovins verfasst wurde und für die Steigerung der Ressourcenproduktivität eintritt. Im ersten Teil werden Beispiele für vervierfachte Energieproduktivität, Stoffproduktivitat und Transportproduktivitat dargestellt. [4]

- Welche technischen Umsetzungsmöglichkeiten sind vorhanden bzw. müssen geschaffen werden?
- Wie findet die Kommunikation der einzelnen Komponenten untereinander statt?
- Wie wird die Datenhaltung realisiert?

Diese Fragestellungen sollen in Bezug auf das konkrete Beispiel der zu entwerfenden Smartphone-App im weiteren Verlauf dieses Artikels näher betrachtet werden.

3.1 Architektur, Design und Services

Die generelle Architektur soll dem einer Client-Server-Anwendung entsprechen (vgl. Abb. 3). Die Energiemessdaten werden von verschiedenen Messstellen (z. B.: Maschinen, Anlagen, Räumlichkeiten) gesammelt und in einer zentralen Datenbank auf einem Server abgelegt. Durch die Smartphone-App wird auf diese zentrale Datenbank zugegriffen und die ausgewählten Daten werden auf dem Smartphone in Form von bspw. Charts visualisiert.

Das App-Design soll dem einer üblichen Smartphone-Anwendung entsprechen. Dieses besteht aus mehreren Bildschirmseiten, zwischen denen der Anwender navigieren kann. Die Hauptbildschirmseite soll als Auswahlmenü gestaltet werden, in dem der Anwender die gewünschte Messstelle auswählen kann, deren Energiedaten visualisiert werden sollen.

Zudem sollen Möglichkeiten der Konfigurierbarkeit der App gestaltet werden, um u.a. die Zugangsparameter zu der zentralen Datenbank den jeweiligen Gegebenheiten anzupassen. Der Aufbau dieser zentralen Datenbank ist starr vorgegeben und wird in Punkt 4 erläutert.

3.2 Technische Umsetzungsmöglichkeiten

Am Smartphone-Markt haben sich mehrere Betriebssysteme für Smartphones etabliert. Am weitesten verbreitet ist Android, das federführend von Google entwickelt wird und 2012 weltweit einem Marktanteil von 63,8 % [6] hatte. Das System baut auf einem Linux-Kernel auf, der Programmcode ist frei verfügbar und es bietet umfangreiche Konfigurationsmöglichkeiten. An zweiter Stelle kommt, mit einer weltweiten Verbreitung von 18,8 % [6], Apple iOS. Es wird von Apple entwickelt und wird auf dem iPhone, dem iPod Touch und auf dem iPad verwendet. Zu

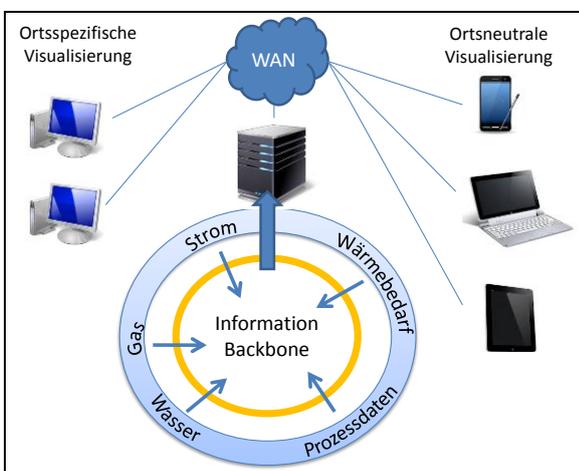


Abb. 3: Architekturüberblick

diesen zwei 'Hauptbetriebssystemen' für Smartphones kommen noch u. a. BlackBerry OS, Symbian, Bada und Microsoft Windows Phone, die aber alle im Jahr 2012 weltweite Marktanteile von 5 % [6] oder weniger aufweisen.

Für die Entwicklung der Smartphone-App soll das Android-Betriebssystem von Google eingesetzt werden. Die Vorteile dieses Betriebssystems sind die mit Abstand weiteste Verbreitung, die dank des Linux-Kernels freie Konfigurierbarkeit, die freie Verfügbarkeit und die Installationsmoglichkeit von Apps anderer Quellen als dem systemeigenen AppStore. Zudem ist mit dem 'Android Software Development Kit' bereits ein umfangreiches Werkzeug für die Entwicklung von Apps in der Programmiersprache Java vorhanden, das u.a. einen Debugger, einen Emulator, einen Compiler und diverse Bibliotheken für die App-Entwicklung enthält.

Als Datenbanksystem für die zentrale Speicherung der Energiedatenbestande soll ein Microsoft SQL-Server zum Einsatz kommen. Dieser wurde ausgewählt, da er dank der enthaltenen Integration-Services-Umgebung gute Möglichkeiten eines späteren Datenimports aus verschiedenen Quellsystemen bereitstellt. Zusätzlich bietet er mit der Analysis-Services-Komponente eine Möglichkeit, die Energiedaten in der zentralen Datenbank neben der Smartphone-App noch mittels mehrdimensionaler Analysen (Cubes) und Data Mining Funktionalitäten auszuwerten.

Der Einsatz eines Microsoft SQL-Servers als Datenbanksystem für die Speicherung der Energiedaten ist allerdings keine zwingende Voraussetzung für den Gebrauch der Smartphone-App. Diese kann im Allgemeinen auch auf andere Datenquellen als eine Microsoft SQL-Server Datenbank zugreifen, indem bei ihr eine entsprechende JDBC-Bibliothek (Java Database Connectivity) für die Verbindung vom Smartphone zum Datenbankserver gewählt wird. Einzig die Datenbankstruktur (u. a. Tabellennamen, Tabellenaufbau, Tabellenverknufungen) muss in allen verwendeten Datenbanksystemen identisch sein, da sonst ein Zugriff auf ausgewählte Datenbestände nicht möglich ist.

3.3 Kommunikation der Komponenten

Die Kommunikation der Smartphone-App mit der zentralen Datenbank soll im firmeninternen Netzwerk über WLAN erfolgen. Dies ist dem Datenzugriff über das Internet dahingehend vorzuziehen, dass hierbei Sicherheitsaspekte wie z. B. bezogen auf die Übermittlung der Daten vom Server zum Smartphone als auch die Absicherung der Schnittstelle vom Datenbankserver zum Internet vernachlässigt werden können. Das firmeninterne WLAN ist bereits durch eine Verschlüsselungsmethode (bspw. WPA) gegenüber fremdem Zugriff geschützt, und die Verbindung des Datenbankservers zum Internet existiert nicht. Der unternehmensinterne Zugriff auf die Datenbank ist durch die Benutzerrechteverwaltung des Datenbankservers organisiert.

Die Zugriffsvariante über WLAN auf die zentrale Datenbank ist im firmeninternen mobilen Einsatz der Smartphone-App ausreichend, setzt allerdings voraus, dass im Unternehmensumfeld eine Abdeckung mit WLAN vorhanden ist. Sollte dies nicht der Fall sein oder ein Zugriff von außerhalb benötigt werden, besteht die Möglichkeit, sich

durch Aufbau einer VPN-Verbindung in das unternehmensinterne Netz einzuloggen und durch diesen sicheren VPN-Tunnel einen Zugriff auf die zentrale Datenbank zu erlangen.

4 Implementierung

4.1 Datenbankimplementierung

Die Datenhaltung erfolgt, wie in Kapitel 3.2 schon erwähnt, über eine Microsoft SQL Server Datenbank. Diese Datenbank ist nach dem Standard des Star- und Snowflake Schemas [8] entworfen. Diese Schemata ermöglichen auch bei großen Datenmengen einen effektiven und schnellen Zugriff auf die Daten in der Datenbank und finden meist Anwendung in Data Warehouses [8]. Weiterhin bieten sie die Möglichkeit einer leichten Erweiterung der Datenbankstruktur um neue Kenngrößen sowie eines späteren Zugriffs über OLAP (Online Analytical Processing) [8,9].

Für die Implementierung der Informationsbereitstellung des Smartphone-App-Systems gliedert sich die Datenbankstruktur (vgl. Abb. 4) in eine zentrale Faktentabelle (FakEnergiesmessdaten), die die Energiesmessdaten beinhaltet, und in mehrere Dimensionstabellen (bspw. DimAbteilung, DimZeit), die sich bildlich gesehen um diese zentrale Faktentabelle herum anordnen und die Daten zur Charakterisierung der Messdaten enthalten. Gelb hinterlegt sind die Dimensionstabellen, die im prototypischen Smartphone-App-System eingebunden sind.

4.2 Smartphone-App Implementierung

Die Smartphone-App wird, wie in Punkt 3.2 beschrieben, für das Betriebssystem Android von Google entwickelt. Für die App Entwicklung stellt Google eine spezielle Sammlung von Programmen und Bibliotheken, den sog. Android SDK (Software Development Kit) bereit. Der Quellcode für die App kann prinzipiell in einem beliebigen Texteditor entworfen werden und wird in der Programmiersprache Java verfasst. Wegen der besseren Handhabbarkeit bei der Programmierung und der umfangreichen Entwicklerunterstutzungsoptionen kommt allerdings das quellenoffene Programmierwerkzeug 'Eclipse' zum

Einsatz. Dieses wurde ursprünglich als integrierte Entwicklungsumgebung (IDE) für die Programmiersprache Java genutzt, wird aber mittlerweile wegen seiner Erweiterbarkeit auch für viele andere Entwicklungsaufgaben eingesetzt. Eben diese Erweiterbarkeit durch sog. Plug-ins macht es möglich, Eclipse auch für die Erstellung von Android-Apps zu verwenden, indem das Android Plug-in in Eclipse genutzt wird.

Die App Implementierung beginnt in Eclipse mit dem Erstellen eines neuen Projektes, da jede App jeweils ein Android Projekt umfasst. Dabei wird eine vordefinierte Ordnerstruktur angelegt, auf die bei der späteren Compilierung strikt zugegriffen wird und die daher auch vom Entwickler nicht verändert, höchstens ergänzt werden darf.

Android Apps bestehen aus einer oder mehreren Activities, wobei eine Activity mit einer Bildschirmseite der App gleichgesetzt werden kann. Activities werden immer als Java Klassen angelegt, wobei für jede Activity eine Klasse definiert werden muss, die immer eine Unterklasse (Kindklasse) der von Google definierten Oberklasse (Elternklasse) namens 'Activity' darstellt. Jeder Activity ist ein View zugeordnet, der die auf der Bildschirmseite gezeigten grafischen Elemente definiert und positioniert. Diese Views werden standardmäßig in XML Dateien definiert, können aber auch als Java Klassen, die von der Google Elternklasse namens 'View' erbt, angelegt werden.

Die Benutzerinteraktion erfolgt über die in den Views definierten Elemente. Dies können u. a. verschiedene Arten von Buttons, Textfeldern, Eingabefeldern und Mediacontainern sein. All diesen Elementen sind verschiedene Eigenschaften und Ereignisse zugeordnet, die vom Entwickler manipuliert bzw. abgefragt werden können. Beim Eintreten eines bestimmten Ereignisses (bspw. das Drücken eines Buttons) wird die vom Entwickler für diese spezielle Ereignis-Element-Kombination festgelegte Prozedur ausgeführt. Diese kann zusätzlich den Aufruf eines Dialoges beinhalten, der den Benutzer über den Fortschritt der ausgelösten Prozedur informiert oder von ihm noch weitere spezielle Eingaben verlangt.

Für das Testen und Debuggen der entwickelten App stellt das Android SDK einen Emulator zur Verfügung. Dieser bildet ein Android Smartphone virtuell auf dem

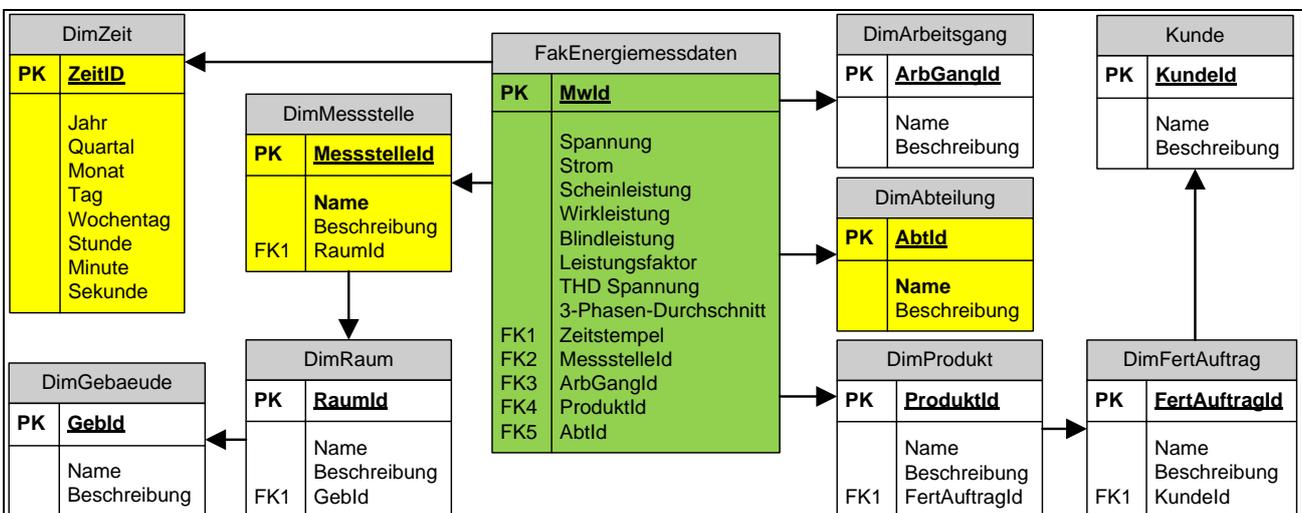


Abb. 4: Datenbankaufbau



Abb. 5: Hauptbildschirm

Desktop des jeweiligen Entwickler-PCs nach. Die vom Compiler erstellte 'apk' Datei³ wird, wie auf einem richtigen Smartphone, auf dem Emulator installiert und ausgeführt. Neben dem eigentlichen Programmablauf werden vom Emulator verschiedenste Debug-Informationen generiert, die vom Entwickler für etwaige Fehlerfindungsprozesse herangezogen werden können.

Auf die spezielle Implementierung der App, also den Quellcode, soll im Rahmen dieses Artikels nicht näher eingegangen werden.

5 Leistungsumfang und Benutzerschnittstellen

Das App-System ist ein multifunktionales Werkzeug, das es ermöglicht, Energiedaten grafisch in Form von Charts zu visualisieren. Der Hauptbildschirm der App besteht aus verschiedenen Buttons und Drop-Down Menüs (vgl. Abb. 5), deren Funktionalität im Folgenden erläutert werden soll.

Über den Button 'Daten holen' wird eine Verbindung zum Datenbankserver aufgebaut und die benötigten Dimensionsdaten für Abteilung und Messpunkt werden aus den entsprechenden Dimensionstabellen der Datenbank geladen. Auf diese geladenen Dimensionsdaten wird in den zwei Drop-Down Menufeldern zugegriffen. Im ersten kann eine Auswahl der Abteilung und im zweiten eine Auswahl eines Messpunktes getroffen werden. Die Auswahl hat hierbei iterativ zu erfolgen, da der angezeigte Inhalt des Messpunkt-Drop-Down-Menüs von der vorher ausgewählten Abteilung abhängig ist.

Wurden Abteilung und Messpunkt ausgewählt, gelangt man durch die Betätigung des Buttons 'Chart anzeigen Filter' zu einer nächsten Bildschirmseite. Diese ist von der Stellung des Buttons 'realtime' (vgl. Abb. 5) abhängig. Ist 'realtime' deaktiviert, gelangt man zu einer Seite, auf der abschließende Filterkriterien für historische Daten vor der eigentlichen Chartanzeige festgelegt werden können (vgl. Abb. 7, Chart Filtereinstellungen). Ist 're-

altime' aktiviert, so wird signalisiert, dass die Chartanzeige auf aktuellen Realltime-Daten des ausgewählten Messpunktes basieren soll und man gelangt direkt zur Chartvisualisierung der ausgewählten Daten. Diese wird dann in einem eingestellten Zeitintervall automatisch aktualisiert und visualisiert die aktuell gemessenen Messwerte des ausgewählten Messpunktes.

Bezogen auf den Hauptbildschirm ist noch zu erwähnen, dass durch die Betätigung der Menü-Hardwaretaste des Smartphones ein Konfigurationsmenü eingeblendet wird, in dem die Werte für die Datenbankverbindung (Verbindungszeichenfolge, Benutzername, Passwort) und die Aktualisierungsfrequenz für die Realtime-Chartvisualisierung gesetzt werden können (vgl. Abb. 6).

Auf der Bildschirmseite 'Chart Filtereinstellungen' (vgl. Abb. 7) werden die Filter, die für die Chart-Anzeige Anwendung finden sollen, konfiguriert. In der Prototyp-App ist nur ein Zeitfilter implementiert, der es dem Nutzer erlaubt, den Anzeigezeitraum des Energiedatenmessintervalls einzuschränken. Standardmäßig ist der Zeitfilter auf den größtmöglichen Zeitraum, der für die ausgewählten Daten zur Verfügung steht, konfiguriert, er kann aber durch Betätigung der Button 'von' bzw. 'bis' eingeschränkt werden. Durch das Drücken des Buttons 'Chart anzeigen' wird der 'Chartanzeigebildschirm' aufgerufen.

Die Visualisierung der Energiemessdaten erfolgt durch eine 'Line Chart Darstellung' (vgl. Abb. 8). Auf der horizontalen Achse wird die Zeit und auf der vertikalen die jeweilige Dimension der ausgewählten Messgröße dargestellt. Ein Kippen des Smartphones für ein besseres Darstellungsergebnis ist ebenso möglich wie das Hinein- und Herauszoomen in die Chartdarstellung durch das Auseinanderbewegen zweier Finger auf dem Display.

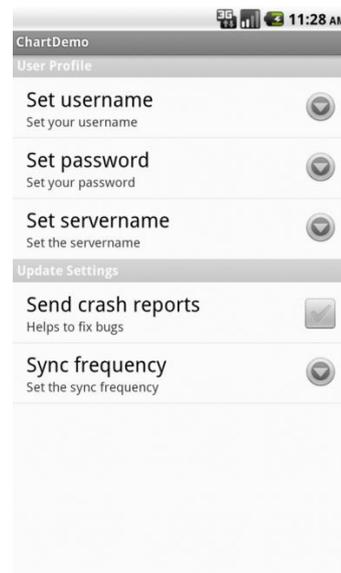


Abb. 6: Settings

³ APK (file format): Android application package file ist das Datei Format, das für die Installation und den Betrieb von Anwendungen auf dem Google Betriebssystem Android verwendet wird. [7]



Abb. 7: Chart Filtereinstellungen



Abb. 8: Chartbeispiel

6 Zusammenfassung und Ausblick

Durch das entwickelte Smartphone-App-System besteht die Möglichkeit der grafischen Visualisierung ausgewählter Energiemessdaten. Die Implementierung stellt einen Prototyp bereit, der die Grundfunktionalitäten für den Zugriff und Visualisierung von Informationen auf einem Smartphone realisiert. Das App-System kann weiterführend mit diversen zusätzlichen Funktionalitäten ausgestattet werden, die von Anwendungsfall zu Anwendungsfall variieren. Als Beispiele könnten das Hinzufügen weiterer Filtermöglichkeiten, die Verwendung unterschiedlicher Eingabedaten für die Visualisierung, weitere Auswahlmöglichkeiten der Anzeigedaten und die Auswahl mehrerer Chartformen genannt werden. Zudem besteht die Möglichkeit der Einbindung und Anzeige von 'vorberechneten' historischen Werten, die eine Gegenüberstellung zu aktuellen Daten und eine Ableitung von Trends des jeweiligen Energieverbrauchs ermöglichen.

Weiterführend ergeben sich enorme Potentiale aus der Vernetzung verschiedenster Datenquellen und einer anschließenden mobilen Informationsgenerierung aus diesen. Eine weitere Erforschung und Bearbeitung dieses Themengebietes erscheint in diesem Hintergrund als vielversprechend und nutzenbringend.

Danksagung

Die Autoren danken der europäischen Union (Europäischer Fonds für regionale Entwicklung) und dem Freistaat Sachsen für die Förderung des Spitzentechnologieclusters „Energieeffiziente Produkt- und Prozessinnovationen in der Produktionstechnik“ (eniPROD®).



Literaturangaben

[1] Umweltbundesamt: Homepage Entwicklung von Energiepreisen und Preisindizes in Deutschland.

URL: [www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodelden_t=3605, Deutschland : s.n., 2012 \[08.06.2013\]](http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodelden_t=3605, Deutschland : s.n., 2012 [08.06.2013])

- [2] Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie: Homepage Gesetz über Energiedienstleistungen und andere Energieeffizienzmaßnahmen. URL: [www.bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/E/edl-gesetz,property=pdf,bereich=bmwi2012,sprache=de,rwb=true.pdf : s.n. \[25.04.2013\]](http://www.bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/E/edl-gesetz,property=pdf,bereich=bmwi2012,sprache=de,rwb=true.pdf : s.n. [25.04.2013])
- [3] Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie: Homepage EU-Richtlinie über Endenergieeffizienz und Energiedienstleistungen. URL: [www.bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/E/edl-richtlinie,property=pdf,bereich=bmwi2012,sprache=de,rwb=true.pdf : s.n. \[25.04.2013\]](http://www.bmwi.de/BMWi/Redaktion/PDF/E/edl-richtlinie,property=pdf,bereich=bmwi2012,sprache=de,rwb=true.pdf : s.n. [25.04.2013])
- [4] Ulrich von Weizsäcker, E.; Lovins, A.; Lovins, H.: Faktor vier: Doppelter Wohlstand - halbiertes Verbrauch: Der neue Bericht an den Club of Rome, Droemer Knauer, 1997.
- [5] Grechenig, T.; Bernhart, M.; Breiteneder, R.; Kappel, K.: Softwaretechnik: Mit Fallbeispielen aus realen Entwicklungsprojekten; Pearson Studium, 2010.
- [6] Statista.com Prognose zu den Marktanteilen der Betriebssysteme am Absatz von Smartphones weltweit in den Jahren 2012 und 2016. URL: [http://de.statista.com/statistik/daten/studie/182363/umfrage/prognostizierte-marktanteile-bei-smartphone-betriebssystemen/ \[28.04.2013\]](http://de.statista.com/statistik/daten/studie/182363/umfrage/prognostizierte-marktanteile-bei-smartphone-betriebssystemen/ [28.04.2013])
- [7] Yixing, L.: A Simple Analysis of APK Files and Android Architecture, Homepage von CCST9003 Critique Project. URL: [http://ccst9003plus.blogspot.de/2011/11/simple-analysis-of-apk-files-and.html \[10.05.2013\]](http://ccst9003plus.blogspot.de/2011/11/simple-analysis-of-apk-files-and.html [10.05.2013])
- [8] Schrodl, H.: Business Intelligence mit Microsoft SQL Server 2008: BI-Projekte erfolgreich umsetzen; München: Hanser, 2009.
- [9] Azevedo, P.; Brosius, G.; Dehnert, S.; Neumann, B.; Scheerer, B.: Business Intelligence und Reporting mit Microsoft SQL Server 2008, Unterschleiheim: Microsoft Press, 2009.

Environment-oriented Multi-criteria Decision Support for the Assessment of Manufacturing Process Chains

Reichel, T.^{1*}; Runger, G.¹; Meynerts, L.²; Götze, U.²

¹ TU Chemnitz, Professorship for Practical Computer Science, Chemnitz

² TU Chemnitz, Professorship for Management Accounting and Control, Chemnitz

* corresponding author: thomas.reichel@informatik.tu-chemnitz.de

Abstract

In manufacturing planning, several variants of process chains for the manufacturing of a product are generated. In order to select an optimal variant, multiple decision criteria – assessed by different domain experts – have to be taken into account. Decision criteria relevant in manufacturing planning first and foremost refer to technical and economic properties of the process chains. Beyond that, an additional or stronger consideration of ecological criteria is required due to growing environmental concerns and stricter legal regulations. But, the multitude of decision criteria often entails conflicts and, thus, calls for adequate methods to handle such conflicts and to incorporate all criteria in a consistent way. The paper addresses this issue and provides a two-step approach for multi-criteria multi-expert assessment of manufacturing process chains based on the Analytic Hierarchy Process. The approach supports the selection of an optimal process chain under explicit consideration of ecological criteria. In a case study, the two-step approach is applied to three process chains for the manufacturing of camshafts.

Keywords:

process chain planning, multi-criteria decision-making, ecology

1 Introduction

For the production of a particular product a range of manufacturing processes and technical equipment can be used. Therefore, typically several alternative process chains differing in type and number of processes are generated during the planning process [1]. The evaluation of these alternatives and, consequently, the selection of the process that is going to be implemented are based on a multitude of requirements and the degree to which they are fulfilled by each of the alternatives. In the context of process chain planning, requirements are derived from the overall business objectives and refer to:

- *the product and its characteristics*, such as type, quantity, quality or design, and
- *general conditions and limiting factors*, such as given budgets, existing technical equipment, productivity, competitiveness, occupational safety or required flexibility with regard to changes in product type or production volume.

Along with these requirements, issues of environmental protection, especially energy efficiency and a general reduction of resource input, gain in importance. Hence, process chain planning is faced with economic, ecological and social criteria which have to be fulfilled simultaneously [1]. Since some of these criteria usually conflict with each other, it is hardly possible to achieve all of them to the desired level (e. g., ecological measures might result in higher investments). Therefore, process chain planning can be referred to as a multiple-criteria decision-making problem.

To deal with such problems decision theory provides diverse methods. They can be classified into methods of multiple-objective decision-making (MODM) and methods of multiple-attribute decision-making (MADM). Differences between MODM and MADM mainly concern the number of alternatives taken into account and the scope of application. While MODM is based on a continuous solution space with an infinite number of alternatives and calculates an alternative that satisfies the objectives of the decision maker best, MADM works with a limited number of alternatives which have to be compared and rated by their attributes for the selection of one of them [2]. Hence, primarily the methods of MADM are suitable in case of process chain planning since the number of alternatives to be considered usually is countable.

The paper focuses on the Analytic Hierarchy Process (AHP) as one specific method in the field of MADM. In contrast to other MADM-methods, such as utility value analysis or PROMETHEE, the AHP incorporates quantitative and qualitative criteria and is known for its mathematically well-founded calculation of weights and the measurement of consistency [3]. Therefore, the AHP narrows the scope for subjective influences on the results and contributes to an intensive reflection of criteria and in this regard existing preferences. This is especially important since generally accepted criteria and preferences in process chain planning (might) have to be reconsidered for making environment-oriented decisions.

To support decision-making in this context, an AHP-based approach for the evaluation and comparison of process chains is presented in the following. Sect. 2 describes the theoretical foundations of the AHP and provides an overview of general approaches for the assessment of process chains. Utilizing the AHP, a two-step approach for the selection of an optimal process chain and exemplary criteria hierarchies are presented in Sect. 3. In Sect. 4, the presented approach is demonstrated by means of a case study regarding the manufacturing of

camshafts. Finally, Sect. 5 summarizes the major findings and gives an outlook on future research.

2 Related work

In this section, the fundamentals for the multi-criteria assessment of process chains are described. To lay the groundwork, existing approaches for the assessment of manufacturing process chains are presented in Sect. 2.1. Sect. 2.2 summarizes the AHP. An overview of cost assessment methods is provided in Sect. 2.3.

2.1 Assessment of manufacturing process chains

Existing approaches for the assessment of process chains can be distinguished by the number of evaluation dimensions taken into account (one-dimensional or multi-dimensional approaches). Most of the proposed one-dimensional approaches aim at quantifying the characteristics of a process chain in monetary terms. So, they only consider the resulting costs. In particular, the production time of a process chain is assessed by cost rates for working and machine hours. For example, Jacobs and Dürr [4] propose a so-called ambiguous production process graph, in which the maturity of the product is depicted by graph nodes and the process steps by weighted graph edges. A weight of an edge corresponds to the cost of the process step. The costs are specified for a given number of pieces. The most favorable (i. e. cost-efficient) process chain corresponds to the path through the graph (source to sink) with lowest cost summed up. Schmitt et al. [5] also suggest such a one-dimensional approach that incorporates feature-based production cost as well as short and long term cost related to the company and the environment.

Since production time and environmental impacts (or other criteria) cannot always be adequately expressed in monetary terms but are relevant as well, several authors propose a pareto optimization approach for two or three evaluation dimensions [4, 6]. The criteria-related characteristics of the process chains are plotted in a two-dimensional or three-dimensional coordinate system. The most favorable process chain is determined by the minimum geometric distance between the characteristics of the process chain and an ideal process chain that is generated from the optimal values of the criteria considered for each evaluation dimension. However, the authors state that such geometrical approaches are applicable for at most three evaluation dimensions.

The selection of the most favorable process chain from a set of alternatives often requires the incorporation of a variety of criteria that refer to a multitude of evaluation dimensions (e. g. economic, ecological, social, technical dimension). Therefore, decision-supporting approaches for more than two or three evaluation dimensions seem more appropriate for a detailed assessment of process chains.

Trommer [1] proposes an evaluation approach for process chains based on the fuzzy analytic hierarchy process (fuzzy AHP) of Buckley [7]. Instead of using a discrete number from 1 to 9 for comparing the alternatives (as Saaty proposed for the AHP [8]), fuzzy sets that describe an interval of numbers from Saaty's scale are used for the pairwise comparisons to explicitly incorporate uncertainty

into the assessment. Trommer utilizes the evaluation dimensions cost, time, quality, company-fit, ecology, and a wide range of sub-criteria to select the most favorable process chain out of a set of alternative process chains. Since the AHP as well as the fuzzy AHP are based on the assumption of independent evaluation dimensions and criteria, the proposed incorporation of cost and time in the same hierarchy is arguable. In addition to that, the utilization of fuzzy sets requires additional effort for the pairwise comparisons and does not necessarily result in a defined ranking. The AHP already provides a smooth assessment due to the textual description of Saaty's scale items and the integration of consistency checks [9]. Furthermore, the stability of the final ranking with respect to modifications of pairwise comparisons can also be evaluated with sensitivity analysis methods for the AHP. Hence, fuzzy AHP is not applied in the two-step approach proposed in this article.

Similar to the evaluation dimensions of the approach suggested in Sect. 3, Müller [6] proposes the dimensions production cost, quality of the process chain, and one-off expenses for the launch of process chains. While the production cost and the one-off expenses are calculated by using cost calculation approaches (e. g., calculation with machine hour rates), the qualitative characteristics of a process chain are assessed with the utility value analysis. Similarly, Schmidtner [10] proposes a hierarchy of criteria for the assessment of process chains and suggests the usage of the utility value analysis for the entire hierarchy. Since the utility value analysis and also the AHP require the independence of decision criteria, it is arguable, whether the inclusion of cost, production time, quality, and ecological criteria results in an accurate assessment. To deal with dependent decision criteria, a breakdown of the different aspects of these criteria is included in the two-step approach presented in Sect. 3. In comparison of the approaches, advantages of the AHP in contrast to the utility value analysis are the validation of the consistency of pairwise comparisons and a lower risk of an unwanted influence on the final assessments by single persons of the group of decision makers [11].

Spengler et al. [12] suggest the PROMETHEE method for evaluating tinplate manufacturing processes, since the method enables the incorporation of incomparable alternatives in the decision process and uses the *concept of weak preference* to declare that an alternative is just slightly better than another. However, it can be assumed that the alternatives considered here are comparable with each other. Additionally, the strength of preferences can be expressed by the AHP as well due to the ratio-scale measurement. Moreover, the global weights of the AHP specify how much an alternative is favored over another alternative instead of the non-cardinal order resulting from PROMETHEE.

In addition to multi-criteria decision approaches, multi-objective decision approaches are utilized if an unlimited number of alternatives is considered. Therefore, a set of goal functions for the corresponding criteria has to be maximized. For example, Alexander et al. [13] use the goal programming approach for the assessment of nitric manufacturing processes and Denkena et al. [14] propose a holistic approach that combines genetic programming with pareto analysis for the optimization of entire

process chains. However, multi-objective decision approaches require a detailed mathematical description of processes and process parameters which is often not available in early production planning stages. Thus, subsequently, MODM approaches are not considered.

Summarizing, it can be concluded that a couple of approaches for a multi-dimensional assessment of process chains exist that are based on different methods of multi-criteria decision making. These approaches show different advantages and disadvantages, thus, no dominating method can be identified and the choice of a method should be made according to the specific fields and/or cases of application. Motivated by the arguments mentioned, here, the Analytic Hierarchy Process is selected.

2.2 Analytic Hierarchy Process (AHP)

The AHP, initially proposed by Saaty [8], is a methodology which supports multi-criteria decision-making in a widespread area of application, such as evaluation, prioritization [15], optimal alternative selection, and benchmarking [16]. It enables a calculation of ratio-scale weights from pairwise comparisons in multi-criteria decision-making based on the following five steps:

- (1) *Problem decomposition and creation of a hierarchy of criteria and alternatives:* The first step of AHP is the identification of the decision criteria of the overall problem and the creation of a hierarchy of the criteria. Each criterion may consist of several sub-criteria. This first step also includes the determination of possible decision alternatives.
- (2) *Pairwise comparisons:* After the identification of possible alternatives, pairwise comparisons of the alternatives with respect to criteria on the lowest level of the hierarchy and pairwise comparisons of (sub-)criteria with respect to their superior criterion in the hierarchy are conducted. As a result, multiple quadratic comparison matrices are created. The comparison of two elements, which are either alternatives or criteria, is based on a scale from 1 to 9 as proposed by Saaty. While an assessment of 1 expresses an equal importance of both elements compared, an assessment of 9 indicates that "favoring one activity over another is of the highest level of affirmation" (absolute importance) [8, p. 54]. The reciprocal scale values $1/9$ to 1 are used to express that the second element is more important than the first element.
- (3) *Validation of the consistency of comparison matrices:* The rate of consistency of a comparison matrix, i. e. the consistency of the pairwise comparisons, is measured by the consistency ratio CR proposed by Saaty. The CR is equal to zero for an ideal comparison matrix and greater than zero for inconsistent matrices. Saaty proposes a consistency be satisfying, if CR is less than 0.1.
- (4) *Calculation of local weights:* For each comparison matrix, the local weights are calculated. A local weight specifies the relevance of an alternative or a (sub-)criterion with respect to a specific criterion on the lowest level of the hierarchy or to the superior criterion, respectively, in the interval $[0,1]$. The

local weights are defined to be the values of the eigenvector corresponding to the maximal eigenvalue of the matrix.

- (5) *Synthesis of global weights:* A global weight denotes the final weight of a criterion or alternative with respect to the overall decision problem. The global weight of a criterion c is defined to be the product of all local weights of the criteria on the path between c and the overall problem description i. e., the root of the hierarchy. The local weight of the root of the hierarchy is defined to be 1. The calculation of the global weight of an alternative is defined as follows: For each criterion on the bottom level of the criteria hierarchy, the local weight of the alternative and the global weight of the corresponding criterion are multiplied. The intermediate results are summed up.

2.3 Cost assessment of manufacturing process chains

Economic literature provides several approaches for an appropriate cost assessment [17]. Even though most of the approaches focus on assessing the costs of a product rather than the costs of a manufacturing process chain, they still serve as an adequate starting point. As mentioned in [18], some basic principles for assessing the cost of manufacturing process chains can especially be derived from production and cost theory, cost accounting methods and the methods of development-concurrent cost calculation.

The *production and cost theory* investigates the quantity structures and the cost-influencing factors of internal (production) processes [19]. For this purpose, functional relationships between the output quantity and the required factor input quantities are described by means of production functions. Based on these production functions and on factor prices, cost functions characterizing the corresponding generation of costs are developed [20]. So, production and cost theory supports identifying dependencies between the produced amount of goods, related influencing factors and the resulting cost.

Cost accounting aims at modeling and calculating a company's planned and realized costs in order to plan and control business processes and to assess the manufactured goods [21]. It therefore provides a comprehensive basis of (cost) information which facilitates the cost assessment of manufacturing process chains as well. However, the extent to which this information contributes to assessing the costs of process chains depends on the specific methods applied for cost accounting. Relevant methods for the cost assessment of process chains are especially:

- *Product costing with activity units:* Such methods use (one or more) activity units to allocate overhead costs of production areas to products and help gaining information about machine hours and machine hour rates, among others [17].
- *Activity Based Costing (ABC):* The American ABC [21] and the German 'Prozesskostenrechnung' (PKR, very similar to ABC) [22, 23] assign over-

head costs to products based on the required activities and processes, respectively. As ABC does not explicitly focus on manufacturing processes and PKR only refers to non-manufacturing processes, they primarily provide general methodical elements that can be adopted for the assessment of process chains. Examples are the classification of process types and the determination of costs on different process levels [18].

- *Material Flow Cost Accounting (MFCA)*: MFCA was developed to evaluate the material and energy flows of a system and to identify resource inefficiencies [24]. Here, the materials and energies flow between so called quantity centers (representing single processes or parts of it) are traced and quantified in physical units. Afterwards, the costs incurred by the use of material and energy are evaluated, attributed to the flows and assigned to the (desired) products and the losses (undesired products). So, MFCA represents a specific (flow-/process-oriented) method to complement traditional cost accounting. Approaches to further enhance MFCA's applicability for the cost assessment of process chains can be found in [25].

The aforementioned methods mainly refer to existing product and process structures. In case such information is not available (e. g., planning new products), the methods of *development-concurrent cost calculation* are suitable. These methods support the calculation of product costs in early planning stages when only little is known about construction and manufacturing data (e. g., component geometry, production parameters). Some prominent methods are [26]:

- cost estimation by domain experts
- calculation based on analogy and similarity
- cost functions developed by means of statistical-functional or analytical-functional techniques
- calculation based on key figures.

Development-concurrent cost calculation also focuses on assessing product costs. Nevertheless, the methods generally seem to be applicable for the cost assessment of process chains as well. For this purpose some modifications, e. g., concerning the bundling of process-related expert knowledge, specific measures to determine the similarity of processes and process chains, methods for the determination of technical, physical and economic dependencies or specific key figures ensuring the comparability of process chains, are required.

An approach that uses elements of the methods of development-concurrent cost calculation and of ABC is *Technical Cost Modeling (TCM)*. TCM aims at determining the costs of new technologies and manufacturing processes [27]. It comprises several steps, starting with the definition of the processes and process chains under consideration (e. g., by developing process flow sheets). Afterwards, each process step is modeled in more detail. For this purpose

- input variables describing the characteristics of the product, the process and the economic environment (material, weight, production volume, wages etc.),
- assessable intermediate variables that directly influence cost (up time, cycle time, scrap, machine utilization etc.) and the
- relevant cost elements (material, energy, labor, equipment cost etc.)

have to be specified. Based on this specification a set of equations is developed for estimating the total cost of the processes and process chains. Here, the input variables are related to the intermediate variables and the cost elements. The equations and required data are typically derived from expert knowledge, literature, accounting and engineering principles and technical and physical relationships. Finally, sensitivity analyses are conducted to investigate the effects of changes in the defined variables on costs [27, 28]. In sum, TCM supports evaluating the consequences of different technical decisions and alternative process chains.

3 Two-step approach for the assessment of manufacturing process chains

This section provides the proposed approach for the assessment of manufacturing process chains. Sect. 3.1 presents the approach supporting the selection of an optimal process chain. Sect. 3.2 summarizes the criteria hierarchies utilized for the technical and the environment-related assessment of the process chains with AHP. While the two step approach is generic and can be applied widely independent of the field of application, the decision criteria will be more specific. Thus, here, the decision criteria are selected from literature referring to process chains for a specific manufacturing task, the manufacturing of camshafts [1, 6, 10, 29, 30]. However, these criteria may serve as a starting point to assess a wide range of manufacturing process chains - criteria can be added or removed in order to adjust the hierarchies to the specific situation.

3.1 Basic principles of the two-step approach

The proposed approach for the assessment of manufacturing process chains is subdivided into two main steps (see Figure 1). In the first step, the cost, technical and ecological criteria are evaluated independently of each other. While for the determination of cost common cost assessment methods are used (e. g., TCM, expert judgment, analogy costing), the AHP is applied for the evaluation of technical and ecological criteria. The assessments result in separate scores for the cost, the technical and the ecological dimension of each process chain.

In the second step, the three scores of each process chain are presented to the decision makers who finally have to select the most appropriate process chain. To reduce the number of process chains, all weakly dominated process chains are eliminated previously to this final selection. A process chain *A* is weakly dominated by a process chain *B* if *B* exceeds the scores of *A* in at least one

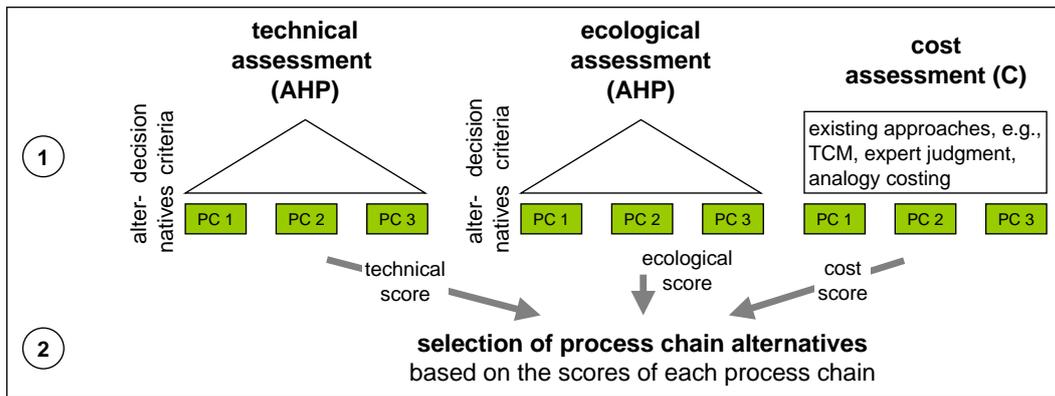


Figure 1: Multi-criteria decision approach for the assessment of process chains for an example with three process chains (PC 1, PC 2 and PC 3)

dimension while the scores of *A* for the other dimensions are less than or equal to the scores of *B* [31]. Figure 1 exemplarily illustrates the overall decision approach for an assessment of three process chains. One method supporting the final selection of an optimal process chain is to plot the three scores into a three-dimensional coordinate system and to calculate the minimal distance to an ideal (not necessarily existing) process chain as described in Sect. 2.1 [4, 32]. Alternatively, the AHP approach can be applied again. A precondition for getting reliable results with AHP is the independence of the decision criteria. In fact, absolute independency is often difficult to achieve; so, one should aim at reaching at least a high degree of independency. Therefore, if a criterion is relevant for more than one target dimension, it should be examined separately for each of these dimensions. Even if the separate evaluation does not result in fully independent decision criteria, this should contribute to a low degree of dependency between the three dimensions.

3.2 AHP hierarchies for the assessment of technical and ecological criteria

The decision criteria for the technical assessment of process chains are depicted in Figure 2. The boxes with gray background show the major decision criteria which are further divided into respective sub-criteria.

The *flexibility* of a process chain is divided into the adaptability of the production *volume* without adding new machine tools, the possibility for geometrical and material-related *customization* of the product, and the necessary effort of *expanding* the process chain by additional machine tools. In the case of camshafts, the *surface*, the *wearout* and the *strength* are important sub-criteria for the *product quality* resulting from the process chain.

The *reliability* of a process chain corresponds to the rate of in-spec workpieces manufactured, which is determined by the *stability and secureness* as well as the *measurability and controllability* of the process chain. With the criterion *logistics* the required *transportation and material flow* during manufacturing, the amount of stored parts (*storage of parts*) as well as the *space requirement* of the process chain are estimated.

Social criteria are addressed with the criterion *ergonomics* which assesses the *occupational safety* and the *work design and workload* of the process chain (alternatively, a separate social dimension could be added). The *pre-production requirements* refer to the effort for the implementation of the process chain. Since the costs of a process chain are assessed independently, the sub-criteria *personnel qualification* and *lead time* evaluates the organizational effort (but, not in terms of costs).

The rework of defective workpieces as well as the technical effort to handle the waste of the process chain is judged with the criterion *post-treatment and waste*. Due to the proposed breakdown, the ecological and economic effects of the waste (emissions, cost of recycling) are not captured with this criterion. It should be noted that the production time is not included in the hierarchy for the technical assessment, because this criterion is part of the economic assessment, for example considered by machine hour rates.

Figure 3 depicts the criteria hierarchy for the ecological assessment of process chains. The major decision criteria are the *resource demand* and the efficiency of the resource usage (*resource efficiency*) as well as the *emissions* of the manufacturing process and the *recyclability* of working materials and the product itself. Likewise *post-treatment and waste*, the criterion *resource efficiency* requires a breakdown into its ecological and economic aspects.

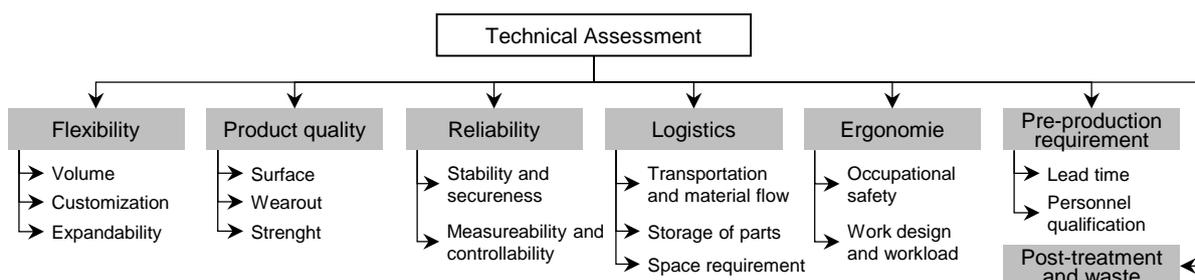


Figure 2: AHP criteria hierarchy for the technical assessment of process chains

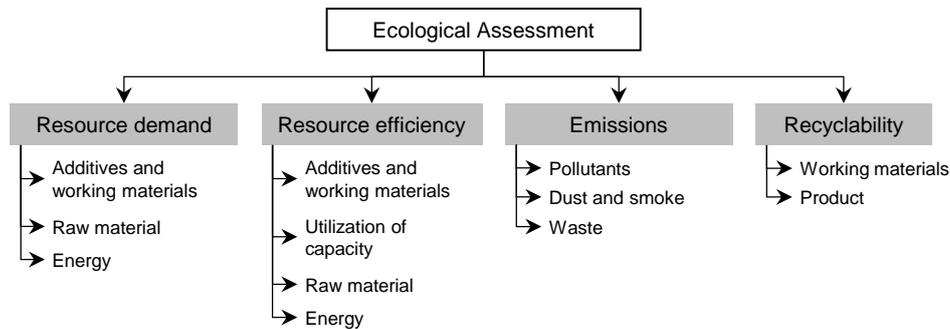


Figure 3: AHP criteria hierarchy for the ecological assessment process chains

In order to obtain reasonable assessments, the life cycle phases considered and the scope of the process chains have to be comparable. For example, a process chain *A*, which considers the manufacturing process from raw materials up to the final product, cannot – or at least not without adaptations – be compared to a process chain *B*, which considers the manufacturing of semi-finished parts into the final product only. Additionally, the problem of significance and uncertainty of data arises. Especially when using life cycle data bases, it is often unclear how the data was gathered and how significant the data is for the assessment of specific process chains. Moreover, information relevant for possible data uncertainties (e. g., spatial particularities, measurement contexts) are currently not stored in such data bases. Therefore, the scope and the life cycle phases as well as the underlying data should match for each alternative assessed.

4 Case study: manufacturing of camshafts

As a case study, the proposed approach is applied to three process chains for the manufacturing of camshafts. Sect. 4.1 provides an overview of the three process chains and Sect. 4.2 presents the results of the case study.

4.1 Process chains for the manufacturing of camshafts

The potential process chains for the manufacturing of camshafts can be divided in one-piece and multi-piece chains [10]. In general, one-piece process chains firstly create an entire (raw) camshaft with large tolerances (for example by casting or forging). The camshaft is then finished by extensive machining and a final hardening process. In contrast to one-piece process chains, multi-piece process chains create the tube (or shaft) and the cams are manufactured separately. A multi-piece camshaft is generated by a joining process. Depending on the concrete joining process, the final hardening of the cams is either the final step of the multi-piece process chain or it is included in the manufacturing of the cams. In this case study, we present the assessment of a one-piece process chain (casting) and two multi-piece process chains (hydroforming and thermal shrinkage).

The *casting* process chain starts with an initial heating of the raw material and the casting into a raw camshaft. A machining and possibly a grinding step produce the geometry of the camshaft. A final hardening process finishes the camshaft. In the industry, the casting process is widely

used and there is a long-term practical experience for the casting of camshafts, i. e. the process is stable and controllable, but its technological potential (e. g., lightweight construction) is limited (see [10]).

The *hydroforming* process chain joins a tube and cam straps, which form the surface of the prospective cams, by die forming (see for example [33]). The tube and the cam straps are inserted into a negative mold with the final shape of the camshaft. By pressing a hydraulic fluid into the tube (with a pressure up to 6,000 bar), the tube is expanded until it matches the mold, so that the tube and the cam straps generate a form-locking and frictionally engaged connection.

In the *thermal shrinkage* process chain, a tube and the corresponding cams are manufactured separately (see, for example [34]). Then the cams are heated up to 300–350 °C and positioned on the tube one after another. By cooling at the ambient air (room temperature) the cams shrink and generate a crimp connection with the tube. Such a thermal shrinkage process chain has a high degree of geometrical flexibility (with respect to other multi-piece process chains) and the efficient finishing/hardening can be done independently for the cams and the tube before the joining. But, for the shrinking process, only small geometrical tolerances are acceptable for the input tubes and cams.

4.2 Results

For the economic assessment, the cost estimations for raw material, tools, manufacturing, investment, and maintenance for the casting and the hydroforming process chain conducted by Nallicheri et al. [35] are used for the case study. The cost estimation is based on technical cost modeling, which utilizes input parameters reflecting industry averages, and the Multi-Attribute Utility Analysis for an optimal material selection for each process chain. Nallicheri et al. state that casting exceeds hydroforming in cost for raw material, most notably because of the necessary tolerance of the raw camshaft. However, the tool cost (e. g., molds) and the manufacturing cost (e. g., machine hours) of hydroforming are higher than those of casting. As a result, the cost of hydroforming are 1.5 times higher than the cost of casting (cost per piece for the manufacturing of more than one million pieces: casting 10.71 USD, hydroforming 15.70 USD [35]).

Schmidtnr supposes similar costs for hydroforming and thermal shrinkage (see [10]). However, Schmidtnr denotes that the joining process in the thermal shrinkage process requires highly precise cams and tubes which raises the cost of manufacturing. Therefore, an extra

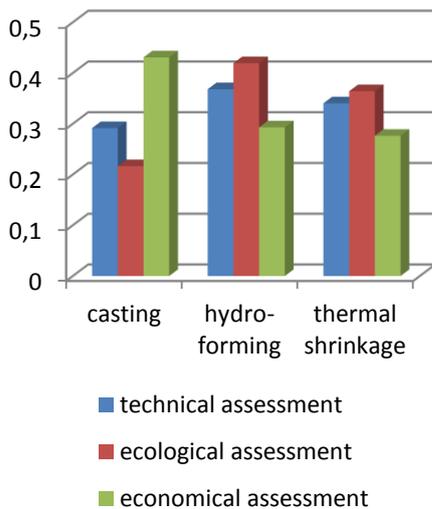


Figure 4: Technical, ecological and economic assessment of three process chains for the manufacturing of camshafts (casting, hydroforming, and thermal shrinkage). The higher the score the more suitable is the process chain

charge of one dollar per piece for the thermal shrinkage process is assumed here.

The scores for the economic assessment of the process chains (see Figure 4) are calculated with respect to the relations of the cost per piece for each process chain. The lower the cost per piece, the higher the score, i. e. the more suitable the process chain is from the economic point of view.

The scores of the technical and ecological assessment are the global weights that are calculated with the AHP using the corresponding AHP hierarchies of Sect. 3.2. The pairwise comparisons of the process chains are performed by domain experts at the department of mechanical engineering which draw partly on an existing assessment of Schmidtner in [10].

The results of the assessment of the three manufacturing process chains are depicted in Figure 4. Casting is the most favorable process chain from the economic point of view. In contrast, hydroforming is the best option regarding technical and ecological objectives. Beyond that, Figure 4 shows that hydroforming dominates thermal shrinkage – the hydroforming scores exceed those of thermal shrinkage in all dimensions. Therefore, thermal shrinkage can be excluded from the final decision making (see Sect. 3.1 – second step). So, a choice between casting and hydroforming has to be made.

This decision basically depends on the specific preferences of the decision makers and the conditions and requirements in the particular case. If technically sophisticated camshafts (e. g. higher strength, flexible material selection) with low economic impacts are focused, hydroforming would be the preferable alternative. For a cost-effective production of camshafts casting should be favored.

5 Conclusion

The assessment of manufacturing process chains has to consider multiple and potentially conflicting decision criteria. Besides the common technical and economic decision

criteria, ecological decision criteria, such as emissions and recyclability, have to be taken into account. This article proposes a two-step approach for the assessment of process chains based on the multi-criteria decision-making method Analytic Hierarchy Process. Two basic criteria hierarchies for the technical and ecological assessment of process chains are provided. With these hierarchies, assessments with respect to multiple criteria are merged into two final scores expressing the technical and ecological characteristics of each process chain. Since an economic assessment of process chains does not require criteria hierarchies, an overview of appropriate methods for the monetary appraisal was also given. As a case study, the two-step approach and the corresponding criteria hierarchies are applied to the assessment of three process chains for the manufacturing of camshafts.

Since the criteria hierarchies are developed with regard to such process chains, an assessment of process chains for other workpieces or products would probably have to include less or additional criteria. For example, other criteria referring to the product characteristics or for reflecting the reliability of the process chain might be relevant as well and therefore added. However, most of the criteria provided can be reused for such assessments, especially the ecological criteria. Even if the criteria hierarchies have to be modified, the presented two-step approach can be applied as described above.

Engineers are faced with multi-criteria decisions in several steps as well as referring to different objects of product development and manufacturing planning. Thus, further research is required for adapting the proposed two-step approach to other multi-criteria decision-making problems of product development, such as the assessment of early product designs.

Acknowledgment

The authors like to thank the European Union (European Regional Development Fund) and Germany's Free State of Saxony for funding this research within the Cluster of Excellence 'Energy-Efficient Product and Process Innovation in Production Engineering' (eniPROD®).



References

- [1] Trommer, G.: Methodik zur konstruktionsbegleitenden Generierung und Bewertung alternativer Fertigungsfolgen, Shaker Verlag, Aachen, 2001.
- [2] Hwang, C.-L.; Yoon, K.: Multiple Attribute Decision Making: Methods and Applications, Springer, Berlin, 1981.
- [3] Peters, M.L.; Zelewski, S.: Möglichkeiten und Grenzen des „Analytic Hierarchy Process“ (AHP) als Verfahren zur Wirtschaftlichkeitsanalyse. In: Zeitschrift für Planung und Unternehmenssteuerung, 2004, 15(3):295–324.
- [4] Jacobs, H.-J.; Dürr, H.: Entwicklung und Gestaltung von Fertigungsprozessen, Fachbuchverlag Leipzig im Carl-Hanser-Verlag, München, 2002.

- [5] Schmitt, S.O.; Avemann, J.; Groche, P.: Development of manufacturing process chains considering uncertainty. In: El Maraghy, H.A. (Hrsg): *Enabling Manufacturing Competitiveness and Economic Sustainability*, Springer, Berlin, 2012, pp. 111–116.
- [6] Müller, S.: *Methodik für die entwicklungs- und planungsbegleitende Generierung und Bewertung von Produktionsalternativen*, Herbert Utz, München, 2008.
- [7] Buckley, J.: Fuzzy hierarchical analysis. In: *Fuzzy Sets and Systems*, 1985, 17(3):233–247.
- [8] Saaty, T.L.: *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*. 2nd ed., McGraw-Hill, New York, 1990.
- [9] Erkut, E.; Tarimcilar, M.: On Sensitivity Analysis in the Analytic Hierarchy Process. In: *IMA Journal of Management Mathematics*, 1991, 3(1):61–83.
- [10] Schmidtner, S.: *Produktgestaltung und Prozesskettenplanung für Nockenwellen*, Wiss. Scripten, Auerbach, 2003.
- [11] Riedl, R.: Der Analytic Hierarchy Process: Ein geeignetes Verfahren für komplexe Entscheidungen in der Wirtschaftsinformatik? In: *HMD – Praxis der Wirtschaftsinformatik*, issue 246, 2005, pp. 104–114.
- [12] Spengler, T.; Geldermann, J.; Hähre, S.; Sieverdingbeck, A.; Rentz, O.: Development of a multiple criteria based decision support system for environmental assessment of recycling measures in the iron and steel making industry. In: *Journal of Cleaner Production*, 1998, 6(1):37–52.
- [13] Alexander, B.; Barton, G.; Petrie, J.; Romagnoli, J.: Process synthesis and optimisation tools for environmental design: methodology and structure. In: *Computers & Chemical Engineering*, 2000, 24(2-7):1195–1200.
- [14] Denkena, B.; Behrens, B.-A.; Charlin, F.; Dannenberg, M.: Integrative process chain optimization using a Genetic Algorithm. In: *Production Engineering*, 2011, 6(1):29–37.
- [15] Reichel, T.; Rüniger, G.: Prioritization of Product Requirements using the Analytic Hierarchy Process. In: *Proc. of the 14th International Conference on Enterprise Information Systems ICEIS 2012*, vol. 2, SciTePress, 2012, pp. 70–76.
- [16] Forman, E.H.; Gass, S.I.: *The Analytic Hierarchy Process – An Exposition*. In: *Operations Research*, 2001, 49(4):469–486.
- [17] Götze, U.: *Kostenrechnung und Kostenmanagement*, 5th ed., Springer, Heidelberg, 2010.
- [18] Götze, U.; Hache, B.; Schmidt, A.; Weber, T.: Methodik zur kostenorientierten Bewertung von Prozessketten der Werkstoffverarbeitung. In: *Materialwissenschaft und Werkstofftechnik*, 2011, 42(7):647–657.
- [19] Schroer, J.: *Produktions- und Kostentheorie: Einführung*, 5th ed., Oldenbourg, München, 1995.
- [20] Fandel, G.: *Produktions- und Kostentheorie*, 8th ed., Springer, Heidelberg, 2010.
- [21] Schweitzer, M.; Küpper, H.-U.: *Systeme der Kosten- und Erlösrechnung*, 10th ed., Vahlen, München, 2011.
- [22] Horvath, P.; Mayer, R.: Prozeßkostenrechnung: Der neue Weg zu mehr Kostentransparenz und wirkungsvolleren Unternehmensstrategien. In: *Controlling*, 1989, 1(4):214–219.
- [23] Horvath, P.; Mayer, R.: Prozeßkostenrechnung: Konzeption und Entwicklungen. In: *Kostenrechnungspraxis*, 1993, Sonderheft 2, pp. 15–28.
- [24] ISO 14051 *Environmental management – Material flow cost accounting – General framework*, 2011.
- [25] Sygulla, R.; Götze, U.; Bierer, A.: Material flow cost accounting: A tool for designing economically and ecologically sustainable production processes. In: *Henriques, E.; Pecos, P.; Silva, A.: Technology and Manufacturing Process Selection*, Springer, London, 2014, pp. 105–130.
- [26] Fischer, J.O.: *Kostenbewusstes Konstruieren: Praxisbewährte Methoden und Informationssysteme für den Konstruktionsprozess*, Springer, Berlin, 2008.
- [27] Bhatkal, R.; Busch, J.: Applying Technical Cost Modeling to the Metals Industry. In: *JOM*, 1998, 50(4):27–28.
- [28] Tlale, N.S.; Steyn, J.L.; Govender, S.: Technical Cost Modelling for a novel semi-solid metal (SSM) casting processes for automotive component manufacturing. In: *Proc. of the 3rd European Conference on Management of Technology (EUROMOT 2008)*, Nice, France, 17-19 September 2008, pp. 1–20.
- [29] Aggteleky, B.: *Fabrikplanung - Werkentwicklung und Betriebsrationalisierung*, Bd. 2, Betriebsanalyse und Feasibility-Studie, technisch-wirtschaftliche Optimierung von Anlagen und Bauten, 2nd ed., Hanser, München, 1990.
- [30] Reichel, T.; Rüniger, G.: *Multi-Criteria Decision Support for Manufacturing Process Chains*. Chemnitzer Informatik-Berichte CSR-13-02, TU Chemnitz, Fakultät für Informatik, 2013.
- [31] Vincke, P.: *Multicriteria Decision-aid*, Wiley, Chichester, 1992.
- [32] Pecos, P.; Ribeiro, I.; Henriques, E.: LCE: a framework for an informed and sustainable decision-making process. In: *Neugebauer, R. et al. (Eds.): Energy related balancing and evaluation of production engineering – methods and examples*, Wiss. Scripten, Auerbach, 2013, pp. 231–248.
- [33] Koç, M.; Altan, T.: An overall review of the tube hydroforming (THF) technology. In: *Journal of Materials Processing Technology*, 2001, 108(3):384–393.
- [34] Stratmann, J.: *Assembled Camshafts*. In: *MAHLE Performance*, 2010, white paper, pp. 8–9.
- [35] Nallicheri, N.V.; Clark, J.P.; Field, F.R.: *An Economic Assessment of Alternative Manufacturing Processes for the Camshaft*, SAE Technical Paper Series, Warrendale, 1990.

Reifegradanalyse moderner Technologieoptionen für die ressourceneffiziente Produktion (Maturity Analysis of Modern Technology Options for the Resource-efficient Production)

Putz, M.¹; Schwerma, C.^{1*}; Cherkaskyy, M.¹

¹ Fraunhofer Institut für Werkzeugmaschinen und Umformtechnik IWU, Chemnitz

* corresponding author: christin.schwerma@iwu.fraunhofer.de

Abstract

Im gesamten Entwicklungsprozess moderner Technologieoptionen sind zielgerichtete, fundierte und vor allem zuverlässige Einzelentscheidungen von wesentlicher Bedeutung, um festgelegte Ziele bezüglich Kosten, Qualität und Zeit erreichen zu können. In Verbindung damit ist der Aspekt der Ressourceneffizienz zunehmend in den Fokus gerückt, so dass eine Berücksichtigung von Beginn an erfolgen sollte. Um sicherzustellen, dass Technologieentwicklungen die tatsächlichen Ziele erreichen, ist es sinnvoll zusätzliche Betrachtungen vorzunehmen, die frühzeitig Risiken und Defizite identifizieren sowie Verbesserungspotentiale aufzeigen. Zu diesem Zweck wird im vorliegenden Beitrag eine Methodik zur Reifegradanalyse vorgestellt, welche Verfahren der Technologiebewertung und Bilanzierung in die Reifegradermittlung integriert sowie statistische Analysen zur nachgelagerten Auswertung und Visualisierung verwendet. Für eine nachvollziehbare und reproduzierbare Ermittlung des aktuellen Entwicklungsstandes einer Technologie werden quantitativ bewertbare Kriterien als Grundlage für das Reifegradmodell verwendet.

Throughout the development process of new technologies, purposeful, informed and most importantly reliable decision making is of essential significance in order to achieve objectives regarding costs, quality and time. Furthermore, the focus is increasingly shifting towards aspects of resource efficiency, which should be taken into account from the beginning. To ensure that considered technology developments meet their objectives, additional considerations are necessary which identify risks and deficits as well as potentials in an early stage. For this purpose, a novel methodology for the maturity analysis is presented in this paper. It integrates methods for the evaluation and balancing of technologies as well as the subsequent statistical evaluation and visualization. For a traceable and reproducible determination of the current development stage of a technology, criteria, which can be evaluated quantitatively, are used as the basis of the maturity model.

Keywords:

Reifegradanalyse, Technologieentwicklung, Produktionstechnologien, ressourceneffiziente Produktion

Maturity analysis, technology development, manufacturing technologies, resource-efficient production

1 Motivation

Steigende Kundenanforderungen nach qualitativ hochwertigen, preiswerten und schnell lieferbaren Produkten sowie der bewusster Umgang mit Ressourcen und Energie führen etablierte Technologien und die damit verbundenen Fertigungsverfahren und -systeme an ihre Leistungsgrenzen. Mit der Einbindung von neu entwickelten Technologien in die Fertigungsprozesse sind bestimmte Erwartungen verknüpft. Einerseits können neue technologische Verfahren die Variantenvielfalt und Funktionalität erhöhen, andererseits führen geeignete Technologien zu einer Verkürzung der Prozesskette und einer damit verbundenen Steigerung der Prozessrobustheit und Reduzierung der Prozesszeit. Daraus resultierend kann eine erhöhte Wirtschaftlichkeit und Qualität erzielt werden. Aufgrund dessen sind produzierende Unternehmen bestrebt eine vielversprechende Technologie schnell in ihre Produktion zu integrieren. Infolge dieser Bemühungen kommt es zu vernachlässigten Aspekten im Entstehungsprozess, die sich in einem unzureichenden Entwicklungsstand widerspiegeln. Dies führt beispielsweise dazu, dass unreife Technologien zu früh in die Fertigung eingebunden werden oder die entsprechenden Prozesse als beherrscht, fähig und wiederholbar gehalten werden. Die Folgen können erhöhte Qualitätsprobleme, zusätzlicher zeitlicher und finanzieller Aufwand für nachträgliche Änderungen, Unklarheit über die Verfügbarkeit von Ressourcen sowie ein unzureichender Qualifizierungsstand der Arbeitskräfte sein. Um sicherzustellen, dass die Technologieoptionen den festgelegten Zielen sowie Anforderungen hinsichtlich einer ressourceneffizienten Produktion genügen, kann entwicklungsbegleitend der Reifegrad ermittelt werden.

Im Allgemeinen entspricht der Reifegrad dem Entwicklungsstand eines betrachteten Objekts zu einem bestimmten Zeitpunkt, der unter Zuhilfenahme einer Vergleichsbewertung zwischen dem aktuellen Objektzustand und den phasenabhängigen Anforderungen nachvollziehbar ermittelt werden kann [1]. Eine solche Momentaufnahme stellt eine quantitative Entscheidungsbasis zur Verfügung, die die Transparenz des Entwicklungsstandes erhöht. Dadurch wird den Verantwortlichen eine zielorientierte Vorgehensweise ermöglicht, bei der fundierte und vor allem zuverlässige Entscheidungen über den weiteren Entwicklungsverlauf getroffen werden können [2].

2 Stand der Technik

Zur Ermittlung des Reifegrades werden Modelle verwendet, die es ermöglichen, Technologien, Produkte oder Prozesse während der Entwicklung und ihrer vollen, zuverlässigen und optimierten Nutzung zu beschreiben. Ein Anstieg der Reife impliziert eine Steigerung in der Leistungsfähigkeit, Zuverlässigkeit und Qualität [3].

Zu den bekanntesten Reifegradmodellen gehören die organisatorischen Reifegradmodelle CMMI (Capability Maturity Model Integration) [4] und der internationale Standard ISO/IEC 15504 [5], besser bekannt unter der Bezeichnung SPICE (Software Process Improvement and Capability Determination). Beide Modelle haben ihren Ursprung in der Softwareindustrie und werden für die Optimierung von Entwicklungsprozessen bezüglich Zeit, Qualität und Kosten verwendet, indem ein Vergleich mit etablierten Best Practices vorgenommen wird.

Im Gegensatz dazu beschäftigen sich die Technology Readiness Levels (TRL) [6] mit der Reife von Technologien und Fertigungsverfahren während des Entwicklungsprozesses. Die TRL wurden in den 90er Jahren von der NASA entwickelt und stellen das wohl bekannteste Konzept eines Reifegradmodells für Technologieentwicklungen dar. Die TRL umfassen 9 Stufen und beschreiben die Reife einer Technologie, ihre Funktion zu erfüllen. Die NASA verwendet für die Entwicklungsstufen folgende Analogie: „*In the research and development world, ideas are like schoolchildren. All new technologies must pass through a number of grades before they are declared ready for graduation.*“ [7].

Das Konzept der TRL wurde inzwischen mehrfach adaptiert, unter anderem von verschiedenen Regierungsministerien der USA, der European Space Agency (ESA) und der Low Carbon Vehicle Partnership in Zusammenarbeit mit dem Automotive Council UK sowie der britischen Regierung [8]. Insbesondere durch das U.S. Verteidigungsministerium erfuhren die TRL starke Unterstützung, so dass eine Erweiterung der Technology Readiness Levels entwickelt wurde, die sogenannten Manufacturing Readiness Levels (MRL) [9]. Im Gegensatz zu den TRL umfassen die MRL zehn Stufen und weisen einen andersartigen Fokus auf. Die MRL beschreiben die Reife einer Technologie, produziert bzw. in der Fertigung ein-

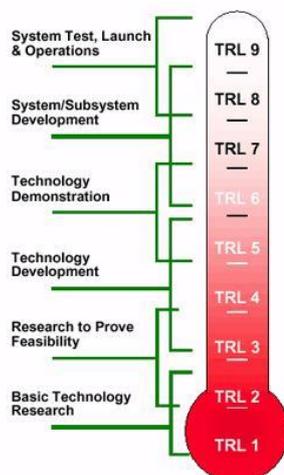


Abb. 1: Definition der Technology Readiness Levels [6]

gesetzt zu werden. Um Programmmanager des U.S. Verteidigungsministeriums bei der Ermittlung der TRL und MRL zu unterstützen, entwickelte das Air Force Research Laboratory ein Werkzeug zur Bewertung, den AFRL Transition Readiness Level Calculator [10]. Dabei handelt es sich um einen Excel-basierten Katalog, der für jede Entwicklungsphase eine Menge an charakteristischen Indikatoren enthält, die als Aussagen formuliert wurden und hinsichtlich ihres Erfüllungsgrades zu bewerten sind. Beispielsweise wird mit Hinblick auf die Technologie geprüft, ob die Demonstration grundlegender Funktionalitäten in einer vereinfachten Umgebung erfolgt ist oder ob bezüglich der Produktion die wesentlichen Fertigungsprozesse identifiziert wurden. Die Bewertung erfolgt mittels Kontrollkästchen oder Optionsschaltflächen. Je nach Anwendungsfall können die Indikatoren angepasst oder ergänzt werden. Das Resultat dieser Einschätzung ist eine Momentaufnahme des aktuellen Entwicklungsstandes, d.h. es wird geprüft, ob die phasenspezifischen Anforderungen erfüllt sind oder nicht.

Zahlreiche Forschungsarbeiten nutzten die TRL und MRL als Ausgangspunkt für eigene Reifegradmodelle. Das Fraunhofer IPA entwickelte im Rahmen des EU-Projektes Polyubes ein Werkzeug, welches zur Beurteilung und Visualisierung des Reifegrades sowie als Entwicklungsleitfaden verwendet werden kann [3]. Zu diesem Zweck wurde ein pragmatischer Ansatz verfolgt, indem organisatorische (CMMI, SPICE) und technisch-fokussierte Modelle (TRL, MRL) als auch statistische Streumaße (Prozess- und Maschinenfähigkeit) miteinander kombiniert wurden. Brousseau et al. [11] beschäftigten sich mit einer Reifegrad-Methodik für Mikro- und Nano-Technologien. Mithilfe von zwei Netzwerken des sechsten Rahmenprogramms der EU wurde innerhalb eines Workshops die TRL-Skala adaptiert und erweitert, so dass sieben Reifephasen sowie die zugehörigen Indikatoren für die Technologieentwicklung definiert werden konnten. Durch Bereitstellung eines Online-Fragebogens, welcher auf den definierten Indikatoren basiert, wurden insgesamt Daten von 88 Forschungsprojekten zusammengetragen und ausgewertet. Die von Brousseau et al. aufgestellten sieben Reifegradstufen einer Technologie bilden zusammen mit dem Konzept der TRL die Grundlage für das Reifegradmodell von Reinhart et al. zur Bestimmung der Reife von Technologieketten [12]. Der besondere Fokus dieses Modells liegt auf der Bereitstellung von Berechnungsvorschriften, dem Erfassen der Dynamik im Entwicklungsprozess und ersten Ansätzen zur Analyse der Resultate.

Die TRL- und MRL-Konzepte haben sich über viele Jahre zur Bestimmung des aktuellen Entwicklungsstandes von Technologien etabliert und stellen bis heute eine geeignete Grundkonzeption zur Reifegradermittlung dar. Infolgedessen wurden die TRL und MRL als Ausgangspunkt für die hier vorgestellte Methodik verwendet. Beide Konzepte weisen allerdings diverse Grenzen in der Anwendung und Auswertung auf, die es galt bei der Entwicklung zu berücksichtigen.

Aufgrund der notwendigen Beantwortung von ca. 270 Fragen im Calculator und die damit verbundene Informationsbeschaffung, ist der zeitliche als auch personelle Aufwand als hoch anzusehen. Des Weiteren ist das Ergebnis dieser Vergleichsbewertung mit Unsicherheiten

behaftet. Ursache dafür sind die zugrundeliegenden Indikatoren, welche zu einem großen Teil auf qualitativen und subjektiven Aussagen basieren. Insbesondere in frühen Phasen der Technologieentwicklung ist die Datenlage zu meist unsicher und die Daten inhomogen. Zwar nimmt die Anzahl der Indikatoren, die quantitativ bewertet werden können, im Entwicklungsverlauf zu und somit auch die Güte des Ergebnisses, jedoch überwiegen die qualitativen Indikatoren weiterhin deutlich. Darüber hinaus liefert die Ermittlung des Reifegrades mithilfe des TRL- bzw. MRL-Konzeptes nur ein eindimensionales Ergebnis. Das heißt aus der Vergleichsbewertung resultiert nur ein Wert, nämlich der erreichte Reifegrad. Weitere Aussagen, die Aufschluss darüber geben, wie weit der Entwicklungsfortschritt in den einzelnen Stufen ist oder wo Risiken und Verbesserungspotenziale im Detail auftreten, sind nicht möglich. Dies liegt sowohl am Bewertungskonzept selbst als auch an den fehlenden Auswertungsmöglichkeiten.

Ein zu hoher Bestimmungsaufwand für den Reifegrad, unzuverlässige Resultate aufgrund einer unsicheren Datenlage, ein eindimensionales und damit unzureichend aussagekräftiges Ergebnis sowie kein Vorhandensein von Auswertungsmöglichkeiten, stellen die primären Defizite des TRL- und MRL-Konzeptes dar. Aus diesem Grund standen bei der Entwicklung der Methodik folgende Aspekte im Vordergrund:

- Reduzierung des zeitlichen Aufwandes bei der Reifegradbestimmung während des Entwicklungsprozesses
- Verwendung quantitativ bewertbarer Informationen als Grundlage für das Reifegradmodell
- Einbindung von Methoden der Technologiebewertung und Bilanzierung in die Qualifizierung der Informationen
- Integration von Analyseverfahren zur Betrachtung von Unsicherheiten in den Daten
- Zurverfügungstellung von Berechnungsvorschriften und Anpassungsmöglichkeiten
- Bereitstellung verschiedener Optionen zur Auswertung und Visualisierung sowie entsprechender Interpretationsmöglichkeiten

3 Methodik zur Reifegradanalyse von Technologieentwicklungen

Die hier vorgestellte Methodik beschreibt die Aufstellung eines Reifegradmodells für Produktionstechnologien und stellt ein Vorgehen für die Ermittlung des Reifegrades sowie für die statistische Auswertung zur Verfügung.

Dabei gliedert sich die entwickelte Methodik in die drei Bestandteile Initialisierung, Konzeption und Realisierung.

3.1 Initialisierung

Die Phase der Initialisierung findet vor der Aufstellung des Reifegradmodells statt und soll Betrachtungen beinhalten, die vor allem die Modellierung unterstützen. Das heißt die notwendigen Voraussetzungen für die Konzeptionsphase (Entwicklungsphasen und Zielstellung) wer-

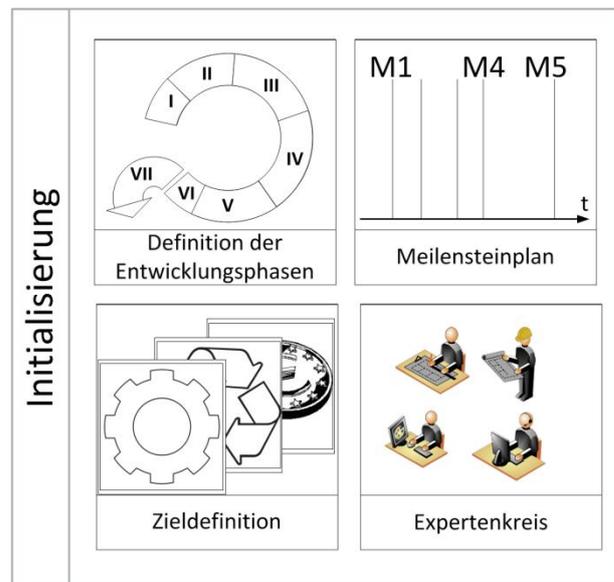


Abb. 2: Phase der Initialisierung

den generiert und erforderliche Informationen (Meilensteinplan und fachliche Ansprechpartner) aggregiert (siehe Abb. 2).

Der erste Schritt ist die *Definition der p Entwicklungsstufen*, die eine neue Technologie durchläuft. Dabei ist festzuhalten, wodurch sich die entsprechende Stufe konkret auszeichnet. Um dies zu bewerkstelligen, können eigene Entwicklungsstufen beschrieben oder etablierte Modelle adaptiert bzw. übernommen werden. Besonders geeignet hierfür sind die Technology and Manufacturing Readiness Levels [9, 13], das Referenzmodell von Weckenmann et al. [1] oder die Reifephasen von Brousseau et al. [11]. Diese Modelle bieten ausführliche Beschreibungen der einzelnen Entwicklungsphasen und eine Auswahl an charakteristischen Indikatoren.

Im zweiten Schritt werden die *Zeitpunkte für die Reifegradermittlung festgelegt*. Dabei sollte eine Abstimmung mit dem Meilensteinplan vorgenommen werden. Jeweils vor den Meilensteinen als auch vor den Zeitpunkten, an denen wesentliche Entscheidungen zu treffen sind, ist die Ermittlung des Reifegrades sowie die Identifizierung von Risiken und Defiziten sinnvoll.

Die *Ziele*, welche mit der Technologieentwicklung angestrebt werden, sind im dritten Schritt zu formulieren. Hierbei sollen neben technischen, wirtschaftlichen und operativen auch umweltbezogene Zielgrößen einbezogen werden. Speziell die Vereinbarkeit von monetären Aspekten und den Zielen der Ressourceneffizienz ist zu berücksichtigen. Anhand der klaren Definition der Zielstellung kann die Reifegradintention erarbeitet werden. Das heißt, es wird festgelegt, was der Reifegrad im Kontext der betrachteten Technologie bedeutet und daraus resultierend wann diese als reif betrachtet werden kann. Soll beispielsweise eine Technologie entwickelt werden, die sich für den Einsatz in einer Großserienfertigung eignet, dann sind zum Teil andere Anforderungen zu erfüllen, als für eine Einzelfertigung. Ähnlich verhält es sich mit umweltbezogenen Kennzahlen als Zielgrößen. Die Einsparung bestimmter Ressourcen, wie zum Beispiel von Schmierstoffen in der mechanischen Bearbeitung, ist mit anderen Voraussetzung verbunden als die Entwicklung einer Technologie für eine CO₂-neutrale Produktion.

Im letzten Schritt werden passende *Experten identifiziert*. Besonders für die Informationsbeschaffung ist es von Nutzen, den richtigen Ansprechpartner zu kennen, um den zeitlichen Aufwand zu reduzieren und eine hohe Aussagekraft zu erzielen. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass Fachleute für alle abzudeckenden Ziele (technologisch, ökonomisch, operativ und ökologisch) einbezogen werden.

3.2 Konzeption

Die Phase der Konzeption beschäftigt sich mit der Aufstellung des Reifegradmodells sowie der Qualifizierung und anschließenden Quantifizierung der zugrundeliegenden Informationen. Um zuverlässige als auch belastbare Resultate zu erzielen und mögliche Unsicherheiten zu reduzieren, ist in dieser Phase der größte zeitliche und personelle Aufwand erforderlich. Der Fokus liegt somit in diesem Abschnitt auf der sinnvollen Analyse und Aufbereitung der Informationen sowie auf der Bildung der Kriterien für die Reifegradberechnung (siehe Abb. 3).

Im ersten Schritt wird eine *Ist-Analyse der Informationen und Daten* durchgeführt. Im Zuge dessen sind folgende Fragen zu untersuchen:

- Welche Informationen werden im Rahmen der Entwicklung generiert?
- Welche Qualität weisen diese Informationen bzw. Daten auf?
- Gibt es Besonderheiten bzw. Ausprägungen, die zu beachten sind?
- In welcher Art und Weise stehen die Daten zur Verfügung und zu welchen Zeitpunkten?
- Durch wen können die Informationen beschafft werden?
- In welchem Umfang fallen die Informationen und Daten an?

Durch die *Qualifizierung der Informationen* werden im nächsten Schritt die Daten aufbereitet und quantitativ bewertbare Variablen gebildet. Zunächst wird das Verwertungspotential der gesammelten Informationen ermittelt, so dass folgenden Punkte geklärt werden können:

- Welche Informationen sind sinnvoll und geeignet für die Reifegradermittlung?
- Welche Informationen können direkt verarbeitet werden und welche benötigen eine Nachbearbeitung?

Gemäß dem ermittelten Verwertungspotential der Informationen bzw. der Daten werden diese in einem weiteren Schritt in eine entsprechende auswertbare Form überführt. Zu diesem Zweck können geeignete Methoden aus der Technologiebewertung und Bilanzierung ausgewählt und für die Verdichtung sowie Anreicherung der Informationen verwendet werden. Dabei unterteilen sich die Verfahren nach VDI 3780 [14] in qualitative und quantitative Ansätze. Die quantitativen Konzepte beruhen überwiegend auf Mustern oder Modellen der Technologieevolution wie beispielsweise lebenszyklus- und nachfragebe-

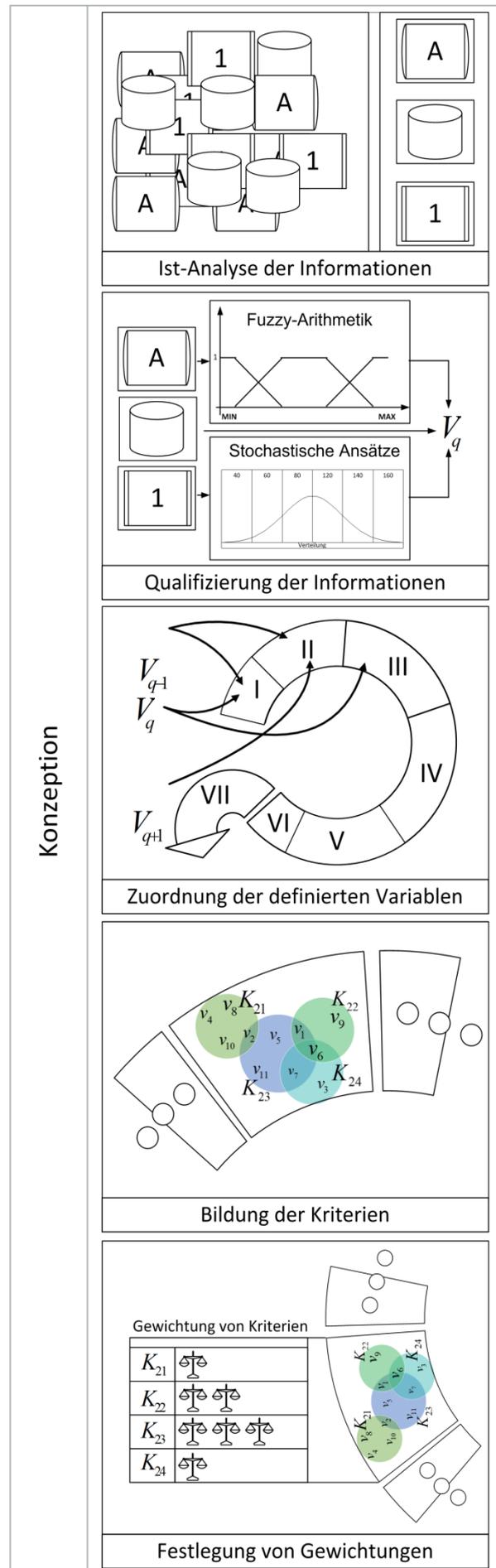


Abb. 3: Phase der Konzeption

zogenen Modellen. Beispiele hierfür sind die Kosten-Nutzen-Analyse, die Kapitalwertmethode sowie die Nutzwertanalyse [15]. Qualitative Verfahren integrieren quantitative Informationen, beruhen jedoch in hohem Maße auf Expertenbefragungen und -einschätzungen wie beispielsweise die Methode der Argumenten-Bilanz, Checklisten und die Cross Impact Analyse zur Betrachtung von Wechselwirkungen [16]. Welche Verfahren sich konkret für die Qualifizierung der Informationen eignen, ist abhängig von der jeweiligen Technologie und der damit verbundenen Zielstellung.

Durch die Anwendung solcher qualitativen als auch quantitativen Verfahren werden unterschiedlich strukturierte und mit Unsicherheiten behaftete Resultate generiert. Um diese Ergebnisse so aufzubereiten, dass es möglich ist, maschinenlesbare Variablen zu definieren, sind weitere Methoden zur Untersuchung der Unsicherheiten einzusetzen. Zu diesem Zweck stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung. Stochastische Ansätze wie die Bayessche Statistik können insbesondere für allgemeine Wahrscheinlichkeits- und Häufigkeitsverteilungen angewendet werden [17]. Intervall- und Fuzzy-Arithmetik eignen sich für die Untersuchung unscharfer Mengen auf Basis entsprechend spezifizierter Eingabedaten zur Bestimmung des Unschärfbereichs, der die Informationsunsicherheit angibt [18].

Mithilfe der Methoden zur Informationsverdichtung und -aufbereitung sowie der Verfahren zur Betrachtung von Unsicherheiten werden die Voraussetzungen für die Definition von maschinenlesbaren und auswertbaren Variablen hergestellt. Dies bedeutet, dass nur metrisch- und ordinal-skalierte Ausprägungen sowie boolesche Werte für die zu definierenden Variablen verwendet werden sollen. Dadurch wird zum einen eine reproduzierbare Reifegradermittlung durch ein IT-Tool ermöglicht und zum anderen werden die Informationen in quantitativ bewertbare Variablen V_q überführt:

$$V_q \text{ mit } q \in \{1, \dots, m\}; m \in \mathbb{N}$$

Damit wird die Möglichkeit geschaffen, die Datenerfassung, die Kriterien- und Reifegradberechnung sowie Auswertung und Realisierung mittels eines IT-Tools zu werkstelligen.

Im nächsten Schritt erfolgt die *Zuordnung der V_q zu den definierten Entwicklungsphasen*. Dementsprechend ist festzulegen, welche Informationen in welcher Phase generiert werden. Dabei können Variablen zu mehreren Phasen zugeordnet werden. Wird beispielsweise eine Prozesskette betrachtet, deren Prozesszeit auf einen gewissen Wert reduziert werden muss, um in der Serienfertigung wirklich einsetzbar zu sein, dann kann die Variable Prozesszeit mehreren Entwicklungsphasen zugeordnet werden. Allein die Forderungen an die Variable sind phasenspezifisch festzulegen. Weitere Beispiele für derartige Variablen sind die Prozessfähigkeit, die Materialeffizienz, der Ressourcenverbrauch und ökonomische Kennwerte wie die Kosten für Betriebsmittel. In einigen Fällen ist eine solche Mehrfachzuordnung sinnvoll. Allerdings gibt es auch Variablen, die nur einer spezifischen Phase zugewiesen werden können. Die Identifikation geeigneter Materialien und Fertigungsverfahren sowie der entsprechenden Rahmenbedingungen sind beispielsweise in einer frühen Phase der Technologieentwicklung (Beschreibung

Technologiekonzept, Machbarkeitsstudien) zu verorten. Eine Betrachtung in einer späten Phase wäre nicht zielführend.

Die *Kriterienbildung* stellt den vorletzten Schritt der Konzeptionsphase dar. In jeder einzelnen Entwicklungsphase ist die Menge der zugeordneten V_q hinsichtlich ihres thematischen Bezugs zu strukturieren. Dadurch wird die Bildung themenspezifischer Kriterien wie beispielsweise Kosteneffizienz oder Qualität erleichtert. Jedes Kriterium ist eine normierte Funktion aus einer bestimmten Menge von Variablen V_q . Für diese Definition sind die Kenntnisse der zuvor identifizierten Experten sowie eine objektive Sicht von außen erforderlich.

$$K_{ij} = f(V_k, V_l, \dots)$$

$$k, l \in \{1, \dots, m\}; i \in \{1, \dots, p\}; j \in \{1, \dots, n\}; \\ m, n, p \in \mathbb{N}; K_{ij} \in \{0, \dots, 1\} \cup K_{ij} \in [0, 1]$$

Im letzten Schritt können je nach Zieldefinition oder spezifischen Prioritäten *Gewichtungen* g_{ij} ($i \in \{1, \dots, p\}; j \in \{1, \dots, n\}; n, p \in \mathbb{N}$) für die Kriterien jeder Entwicklungsphase festgelegt werden. Weiterhin besteht die Möglichkeit, für jede Phase einen Faktor für die Bedeutung f_i ($i \in \{1, \dots, p\}; p \in \mathbb{N}$) zu definieren. Eine solche Festlegung ist allerdings von der Vorgehensweise des Entwicklungsprozesses abhängig.

Für den Fall, dass von Anfang an eine Technologieentwicklung mit einer Reifegradanalyse begleitet und anhand der definierten Zielkriterien evaluiert wird, empfiehlt es sich, frühere Phasen höher zu gewichten als spätere. Dies liegt darin begründet, dass mit dem fortschreitenden Verlauf der Entwicklung die Anzahl der quantitativen und damit belastbareren Informationen zunimmt, die Möglichkeit der Einflussnahme auf die Eigenschaften der Technologie sich jedoch deutlich reduziert. Somit werden in den Anfangsphasen der Entwicklung zum Teil grundlegende Entscheidungen für die Technologie getroffen (siehe Abb. 4).

Für den anderen Fall, dass eine Reifegradbestimmung erstmals für eine Technologie durchgeführt wird, die bereits die ersten Entwicklungsstufen durchlaufen hat, ist es sinnvoll, späteren Phasen eine höhere Bedeutung zukommen zu lassen als früheren. Durch die bis dato geleistete Forschungsarbeit sind grundlegende Eigenschaften der Technologie bereits definiert und der Fokus liegt in erster Linie auf dem beabsichtigten Anwendungsfall, beispielsweise auf einem erfolgreichen Serieneinsatz.

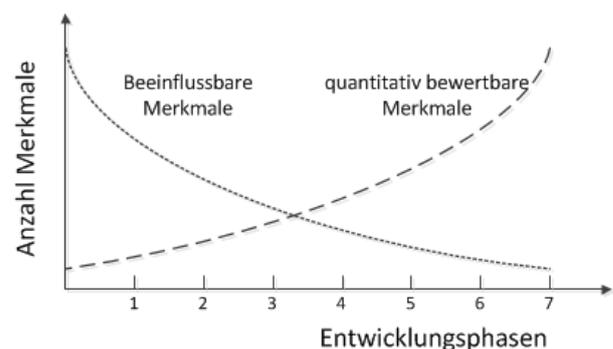


Abb. 4: Paradoxon im Entwicklungsprozess [1]

3.3 Realisierung

Die Realisierungsphase beinhaltet die Durchführung der Reifegradbestimmung sowie die anschließende Auswertung und Visualisierung. Diese Teilschritte der Realisierungsphase werden iterativ während des gesamten Entwicklungsprozesses der Technologie zu den in der Initialisierungsphase definierten Zeitpunkten durchgeführt (siehe Abb. 5).

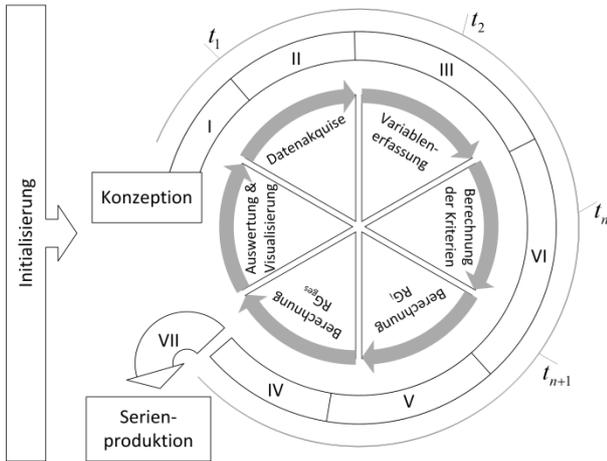


Abb. 5: Phase der Realisierung

Aufgrund der mehrfachen Umsetzung der folgenden Schritte wird die Automatisierung mithilfe eines IT-Tools empfohlen. Je nach Definition der Kriterien sind gegebenenfalls Funktionen und Prozeduren zu programmieren, um eine schnelle und aufwandsarme Reifegradermittlung sicherzustellen.

Die Realisierungsphase startet mit der *Beschaffung der Informationen* bei den relevanten Experten und der anschließenden *Erfassung der Variablen* V_q , vorzugsweise in einem IT-Tool. Im Anschluss werden die *Kriterien* K_{ij} gemäß der entsprechenden Definitionen ermittelt. Dadurch wird die Grundlage für die *Berechnung der Reifegrade* RG_i für jede Entwicklungsphase bereitgestellt. Unter Einbeziehung der Gewichtungen können die phasenspezifischen Reifegrade anhand der folgenden Berechnungsvorschrift bestimmt werden:

$$RG_i = \frac{\sum_{j=1}^n g_{ij} K_{ij}}{\sum_{j=1}^n g_{ij}} * 100$$

$$i \in \{1, \dots, p\}; p \in \mathbb{N}; RG_i \in [0, 100]$$

Um einen Gesamteindruck vom Entwicklungsfortschritt hinsichtlich der Zielerreichung zu bekommen, kann darüber hinaus der Gesamtreifegrad RG_{ges} ermittelt werden. Diesbezüglich kann folgende Vorschrift unter Einbeziehung der Bedeutungsfaktoren f_i verwendet werden:

$$RG_{ges} = \frac{\sum_{i=1}^p f_i RG_i}{\sum_{i=1}^p f_i}$$

$$p \in \mathbb{N}; RG_{ges} \in [0, 100]$$

Nach der Ermittlung aller Kriterien und Reifegrade für jede Entwicklungsphase sowie des Gesamtreifegrades erfolgen die *Auswertung und Visualisierung*.

3.3.1 Auswertung und Visualisierung

Entwicklungsfortschritt

Der Gesamtreifegrad RG_{ges} resultiert in einem eindimensionalen Ergebnis und verdeutlicht lediglich den erreichten Anteil an der Zielstellung. Um Defizite und Risiken zu identifizieren und daraus resultierend Verbesserungsmöglichkeiten zu formulieren, ist der Gesamtreifegrad nicht ausreichend. Aus diesem Grund bietet sich eine Auswertung an, die den erzielten Reifegrad jeder Entwicklungsphase darstellt (siehe Abb. 6).

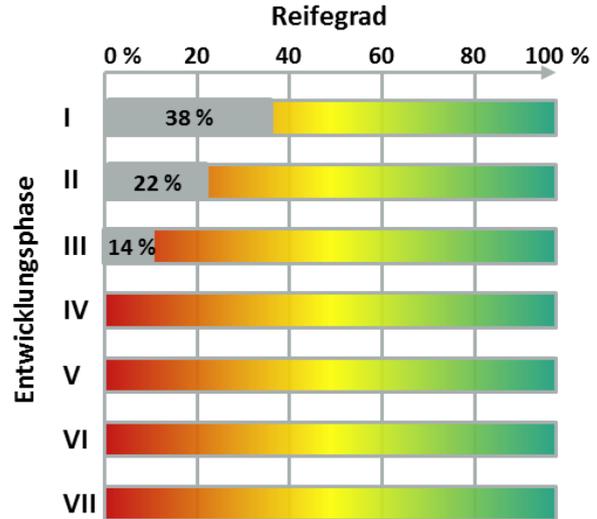


Abb. 6: Visualisierung der Reifegrade je Entwicklungsphase

Wurde der Reifegrad erneut ermittelt, können durch diese Darstellungsform die jeweiligen Ergebnisse gegenübergestellt werden und der Fortschritt in den einzelnen Phasen wird aufgezeigt. Dadurch wird schnell ersichtlich, ob zwischen zwei Bestimmungszeitpunkten ein angemessener Fortschritt erzielt wurde oder ob eine Stagnation stattgefunden hat.

Um für jede Phase, die Veränderungen im Entwicklungsfortschritt als auch im Gesamtreifegrad betrachten zu können, eignet sich die Visualisierung in Abb. 7.

In dieser Darstellungsform können sämtliche Ergebnisse der Reifegradbestimmung abgebildet werden. Je

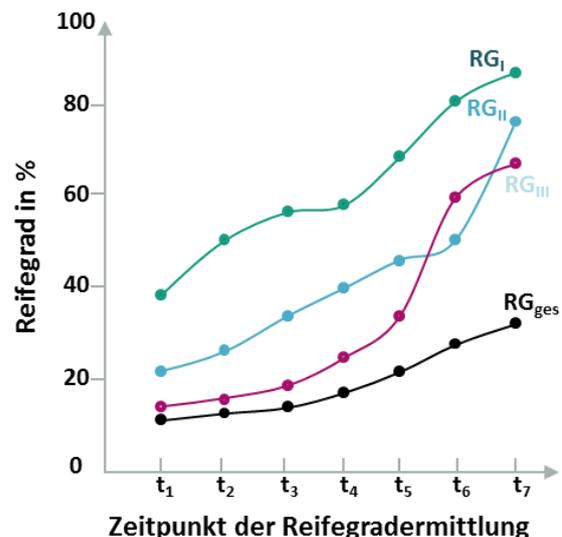


Abb. 7: Dynamik des Reifegrades je Phase und Gesamt

steiler der Anstieg der Kurve ist, desto größer war der Entwicklungsfortschritt, der in diesem Zeitfenster erzielt werden konnte.

Phasenspezifische Auswertung

Im Zuge der Reifegradermittlung je Entwicklungsphase werden außerdem Ergebnisse zu den phasenspezifischen Kriterien generiert. Diese Resultate sollen verwendet werden um spezielle themenbezogene Risiken und Defizite zu identifizieren. Eine mögliche Auswertungsform ist der Einsatz von Kiviat- bzw. Netzdiagrammen (siehe Abb. 8). Für jedes Kriterium gibt es eine eigene Achse. Dabei gilt für jede Achse die gleiche Orientierung. Dies bedeutet zum Beispiel in Abb. 8, dass bessere Werte weiter außen auf den Strahlen liegen.

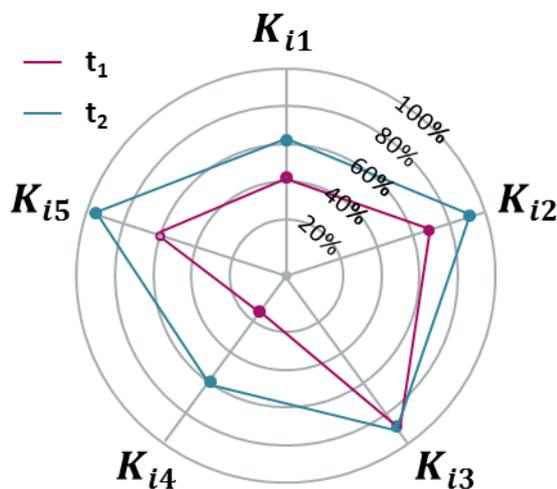


Abb. 8: Kiviat-Diagramm zu den Zeitpunkten t_1 und t_2

Wie in Abb. 8 veranschaulicht, besteht bei dieser Art der Darstellung ebenfalls die Möglichkeit Ergebnisse aus unterschiedlichen Zeitpunkten der Reifegradermittlung gegenüberzustellen. Dadurch kann wesentlich deutlicher herausgestellt werden, welche thematischen Schwerpunkte in den entsprechenden Phasen bisher ausreichend berücksichtigt wurden und bei welchen Kriterien erhebliche Defizite bestehen. Somit ist ein frühzeitiges Eingreifen möglich, um Entscheidungen zu vermeiden, die mögliche Verbesserungen ausschließen.

Wirkzusammenhänge

Sowohl innerhalb einer Entwicklungsphase als auch phasenübergreifend ist es möglich, dass bestimmte Kriterien in Beziehung zueinander stehen. Diese Beeinflussung kann positiv oder negativ gerichtet sein. Um den Entwicklungsprozess zielorientiert zu gestalten, kann es von Nutzen sein, solche Zusammenhänge zu identifizieren. Hierbei können neben den Kriterien selbst auch die entsprechenden Variablen in die Untersuchung einbezogen werden. Durch die Anwendung von multivariaten Analysemethoden (z.B. Regressions- und Zeitreihenanalysen) sowie von Verfahren aus dem Gebiet der Sensitivitätsanalyse (z.B. Varianzanalyse und das OAT-Design) können Einflussparameter identifiziert und Zusammenhänge beschrieben werden. Geeignete Verfahren sowie allgemeine Vorgehensweisen bzgl. der Sensitivitätsanalysen können zum Beispiel der Habilitationsschrift von Schwie-

ger [19] entnommen werden. Für Informationen zu weiterführender Literatur hinsichtlich multivariater Analysemethoden sei auf [20] verwiesen.

Eine Identifikation und Beschreibung der Wirkzusammenhänge kann den Erfassungsaufwand reduzieren und verhindert, dass nicht erkannte Einflüsse unbemerkt den Entwicklungsprozess beeinflussen.

4 Zusammenfassung und Ausblick

In vorliegendem Beitrag wurde einführend kurz erläutert, inwiefern die Kenntnis des aktuellen Entwicklungsstandes einer Technologie, der sogenannte Reifegrad, für Entscheidungsträger von Nutzen sein kann. Im Stand der Technik wurden etablierte Reifegradmodelle sowie ausgewählte Adaptionen und Weiterentwicklungen vorgestellt. Damit einhergehend konnten einerseits die TRL und MRL als geeignete Konzepte zur Adaption und Weiterentwicklung identifiziert werden und andererseits Grenzen in der Anwendung und Auswertung festgestellt werden. Unter Berücksichtigung dieser Erkenntnisse wurde in Grundzügen eine Methodik entwickelt, welche sich in die drei Phasen Initialisierung, Konzeption und Realisierung gliedert. Der Schwerpunkt des methodischen Ansatzes liegt in der Quantifizierung der Informationen, die zur Ermittlung des Reifegrades genutzt werden, sowie in der abschließenden Auswertung und Visualisierung.

Durch künftige Anwendungen der Methodik auf Entwicklungsprozesse von Produktionstechnologien sollen generische als auch spezifische Informationen und Variablen identifiziert werden. Resultierend daraus soll ein Katalog entstehen, der insbesondere für die Phase der Konzeption als Unterstützung herangezogen werden kann. Weiterhin soll untersucht werden wie unberücksichtigte Informationen sinnvoll bei der Definition der Variablen bzw. Kriterien einbezogen werden können. Darüber hinaus ist es von Interesse, die Vielfalt an Auswertungsmethoden zu erweitern und zu präzisieren.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen des Bundesexzellenzcluster EXC 1075 „Technologiefusion für multifunktionale Leichtbaustrukturen“ und wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert. Die Autoren danken für die finanzielle Unterstützung.



Literaturangaben

- [1] Weckenmann, A.; Akkasoglu, G.: Maturity Determination and information visualization of new forming processes considering uncertain indicator values. In: AIP Conf. Proc. 1431, 2012, S. 899–911. DOI: [10.1063/1.4707649](https://doi.org/10.1063/1.4707649)
- [2] Lachmann, L.; Rautenstrauch, A.; Symmank, C.; Katzenberger, J.; Freund, R.; Schwerma, C.: Ressourcenschonende Prozessauslegung für die Herstellung von Hybridbauteilen. In: Zeitschrift für wirtschaftlichen Fabrikbetrieb, 2013, 108 (7-8), S. 519–524.

- [3] Konrad, K.; Gerhardt, P.; Wertz, R.: Suitable process maturity model for PV thin film production. In: Proceedings of the 5th World Conference on Photovoltaic Energy Conversion, 2010, S. 3657–3660.
- [4] Chrissis, M. B.; Konrad, M.; Shrum, S.: CMMI – Richtlinien für Prozess-Integration und Produkt-Verbesserung, Boston, Addison-Wesley, Carnegie Mellon University, 2006. URL: www.sei.cmu.edu/library/assets/cmmi-dev-v12-g.pdf [15.11.2013]
- [5] DIN ISO/IEC 15504 1-5, Informationstechnik – Prozess Assessment – Teil 1-5, 2011.
- [6] Mankins, J. C.: Technology readiness assessments: A retrospective. In: Acta Astronautica, 65 Jg., 2009, S. 1216–1223.
- [7] Banke, J.: national Aeronautics and Space Administration-NASA, 2010. URL: www.nasa.gov/topics/aeronautics/features/trl_demystified.html [15.11.2013]
- [8] Williamson, R.; Beasley, J.: Low Carbon Vehicle Partnership, Automotive Council UK, Automotive Technology and Manufacturing Readiness Levels, 2011. URL: www.automotivecouncil.co.uk/wp-content/uploads/2011/02/Automotive-Technology-and-Manufacturing-Readiness-Levels.pdf [18.11.2013]
- [9] o. A.: Department of Defense, Manufacturing Readiness Assessment Deskbook, 2009. URL: www.dodmrl.com/MRA_Deskbook_v7.1.pdf [18.11.2013]
- [10] o. A.: AFRL Transition Readiness Level Calculator, version 2.2. URL: http://aries.ucsd.edu/ARIES/MEETINGS/0712/Waganer/TRL%20Calc%20Ver%202_2.xls [21.11.2013]
- [11] Brousseau, E. B.; Barton, R.; Dimov, S.; Bigot, S.: Technology maturity assessment of micro and nano manufacturing processes. In: Proceedings of the International Conferences on Multi-Material Micro Manufacture (4M)/International Conferences on Micro Manufacturing (ICOMM), Karlsruhe, 2009, S. 257–262.
- [12] Reinhart, G.; Schindler, S.; Bruckbauer, P.: Reife von Technologieketten. In: Zeitschrift für wirtschaftlichen Fabrikbetrieb, 2011, 106 (9), S. 639–643.
- [13] Department of Defense: Technology Readiness Assessment (TRA) Deskbook, 2009. URL: www.skatelescope.org/public/2011-11-18_WBS-SOW_Development_Reference_Documents/DoD_TRA_July_2009_Read_Version.pdf [22.11.2013]
- [14] VDI: VDI 3780: Technikbewertung – Begriffe und Grundlagen, 2000.
- [15] Kröll, M.: Methode zur Technologiebewertung für eine ergebnisorientierte Produktentwicklung. Jost-Jetter-Verlag, Heimsheim, 2007.
- [16] Breiing, A.; Knosala, R.: Bewerten technischer Systeme: Theoretische und methodische Grundlagen bewertungstechnischer Entscheidungshilfen, Springer, Berlin, Heidelberg, 1997.
- [17] Steen, B.: On uncertainty and sensitivity of LCA-based priority setting. In: Journal of Cleaner Production, 5. Jg, 1997, Heft 4, S. 255–262.
- [18] Tan, R. R.; Culaba, A. B.; Purvis, M. R. I.: POL-CAGE 1.0—a possibilistic life-cycle assessment model for evaluating alternative transportation fuels. In: Environmental Modelling & Software, 19. Jg., 2004, Heft 10, S. 907–918.
- [19] Schwieger, V.: Nicht-lineare Sensitivitätsanalyse gezeigt an Beispielen zu bewegten Objekten, Deutsche Geodätische Kommission, Verlag der Bayerischen Akademie der Wissenschaften, 2005.
- [20] Backhaus, K.; Erichson, B.; Plinke, W.; Weiber, R.: Multivariate Analysemethoden, Springer, Berlin Heidelberg, 2008.

Anwendung von Umweltkennzeichnungen für eniPROD-Ergebnisse (Environmental Labeling for Results of eniPROD)

Nendel, K.¹; Drossel, W.-G.²; Lüdemann, L.^{1*}; Neumann, D.²; Paetzold, J.²

¹ TU Chemnitz, Professur Fördertechnik, Chemnitz

² TU Chemnitz, Professur für Werkzeugmaschinen und Umformtechnik, Chemnitz

* corresponding author: lynn.luedemann@mb.tu-chemnitz.de

Abstract

Im Rahmen des Spitzentechnologieclusters eniPROD (energieeffiziente Produkt- und Prozessinnovationen in der Produktionstechnik) wurden Produkte, Verfahren und Methoden entwickelt die Werkstoffe, Prozesse, Planungsvorgänge u. a. betreffen. Im Fokus des Projektes stand die Erhöhung der Energieeffizienz beim Einsatz von Werkzeugmaschinen sowie in diversen Teildisziplinen produzierender Unternehmen wie z. B. Fabrikplanung und Logistik, Produktionssysteme und Produktentwicklung. Weiterhin wurden die Transfermöglichkeiten der erzielten Ergebnisse in die Praxis erforscht. Hierzu wurden auch Eignung und Zweck von Umweltkennzeichnungen bzw. Umweltzertifizierungen überprüft. Diese dienen grundsätzlich dazu, die verbesserte Umweltwirkung eines Produktes oder einer Dienstleistung nachzuweisen, um dieses dann besser vermarkten zu können. Das große Potential solcher Label ist bekannt und es gibt eine nahezu unüberschaubare Menge an Umweltlabels bzw. Zertifizierungsprogrammen.

Ausgehend von der nach wie vor bestehenden Notwendigkeit den Klimawandel zu stoppen, wird ein Überblick über die Entwicklung und die aktuelle Implementierung von Umweltprogrammen in Ländern der OECD dargestellt. Weiterhin werden bestehende Umweltnormen und daraus resultierende Umwelt-Label-Systeme für Deutschland vorgestellt.

Für drei Ergebnisse aus eniPROD wird die Verwendung von Umweltzertifikaten tiefergehend diskutiert. In der Schlussbetrachtung wird die Eignung von Labels/Zertifizierung als Nachweis der Energieeffizienz kritisch evaluiert.

In the context of the cluster of excellence eniPROD (Energy-efficient Product and Process Innovations in Production Engineering) products, processes and methods regarding materials processes and planning processes etc. have been developed. The focus of the project was to increase energy efficiency in the use of machine tools and in various disciplines such as factory planning and logistics, production systems and product development in manufacturing companies. Furthermore, the transferability of the results obtained in industry has been explored. For this also suitability and purpose of environmental labeling and environmental certification systems were examined. These basically serve to demonstrate the improved environmental impact of a product or service to bring them better to market. The great potential of such label is known and there is an immense amount of environmental labels and certification programs.

Starting with respect to the need of stopping the climate change, an overview of the development and the current implementation of former and present environmental programs in OECD countries is given. Furthermore, the existing environmental standards and resulting labeling systems are presented for Germany.

For three results from eniPROD the use of environmental certificates is discussed in more depth. The final consideration is the suitability of Labels/certification evaluated as evidence of energy efficiency critical.

Keywords:

Umweltkennzeichnungen, Energieeffizienznachweis, Umweltproduktklärungen

Environmental labelling, proof of energy efficiency, environmental product declaration

1 Einleitung

Nach Veröffentlichung des neuen Weltklimaberichtes durch den IPCC (International Panel on Climate Change) am 30. Oktober 2013 wurden in der Fachwelt und in der Presse dessen Aussagen und Konsequenzen kontrovers diskutiert. Für die Gegner der Klimawandeltheorie lesen sich insbesondere die Passagen über die langsamere Erderwärmung in den letzten 15 Jahren wie ein Zugeständnis, während die Mahner den Bericht als Zeugnis der hohen Komplexität des Erdklimas wahrnehmen. [1]

In einer offiziellen Zusammenfassung des Berichtes wird konkret auf die nachgewiesenen Veränderungen hingewiesen: „warming of the climate system is un-equivocal [...]. The atmosphere and ocean have warmed, the amounts of snow and ice have diminished, sea level has risen, and the concentrations of greenhouse gases have increased [...].“ (Vgl. [2], S. 2.)

Unter www.co2now.org können diese, auf dem hawaiianischen Vulkan Manau Loa gemessenen, CO₂-Werte abgerufen werden. Sie steigen seit Beginn der Messungen im Jahre 1956 (damaliger Wert 312 ppm) kontinuierlich an und werden bald die Grenze von 400 ppm übersteigen. Ab einem Wert von 350 ppm geht die Wissenschaft von einem anthropogenen Klimawandel aus. Um diesen Wandel zu stoppen, müssen die Emissionen nachhaltig reduziert werden. Die europäische Kommission hat deshalb beschlossen, ihren im Jahr 2000 für 2020 prognostizierten Primärenergieverbrauch um 20 % zu reduzieren – Ziel ist es, langfristig die Klimaerwärmung auf 2 °C zu begrenzen.

Der Wuppertaler Klimaforscher Peter Hennecke hat im Rahmen der eniPROD-Vortragsreihe "Energieeffiziente Produktion - Forschung und Praxis", mit seinem Vortrag „Energieeffiziente Produktion – Chancen für die Wirtschaft bei der Umsetzung der Energiewende“ am 11.07.2013 an der Technischen Universität Chemnitz aufgezeigt, wie dieses engagierte Ziel erreicht werden kann und dass Deutschland auf dem richtigen Weg ist. „Die Forcierung der Energieeffizienz ist die wichtigste Bedingung für ausreichenden Klima- und Ressourcenschutz sowie für den wirtschaftlichen Strukturwandel zu erneuerbaren Energien“. (Vgl. [3], Folie 3) Später belegte er diese These noch mit Zahlen, bspw. aus dem World Energy Outlook 2010, nach denen allein durch die Umsetzung von allen zurzeit verfügbaren technischen Effizienzlösungen 50 % des geforderten 2 °C Zieles erreicht werden können. (Vgl. [3], Folie 33.)

Die Entwicklung energieeffizienter Produkte bzw. die zu ihrer Herstellung notwendigen energieeffizienten Prozesse und Methoden wurden im Energieeffizienzcluster eniPROD erforscht. Erhöhung der Energieeffizienz von Produkten und Prozessen wird durch die Implementierung der EU-Richtlinien zu den Energieverbrauchsrelevanten Produkten und der Energieverbrauchskennzeichnung in Deutschland und Europa politisch gefordert. Darüber hinaus können Unternehmen auch freiwillige Umweltkennzeichnungen und Umweltmanagementsysteme implementieren. Fraglich ist jedoch ob und, wenn ja, welche Umweltkennzeichnungen für Forschungsergebnisse und im Besonderen für Ergebnisse des eniPROD-Forschungsclusters geeignet wären bzw. ob sie sogar die Implementierung der Ergebnisse in die Praxis unterstützen könnten.

Nach einem kurzen Überblick über einige politische Entwicklungen im Bereich Umweltpolitik wird die Bandbreite der Umweltkennzeichnungen in Europa vorgestellt und für ausgewählte eniPROD-Ergebnisse diskutiert.

2 Politischer Hintergrund Energiepolitik

2.1 Internationale Entwicklung

In vielen Staaten der OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) wurden seit der ersten Ölkrise in den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts Programme zur Förderung der effizienteren Nutzung von Energien implementiert. Diese führten nachweislich zu einer Senkung des Energieverbrauches (ggü. dem prognostizierten Werten) um 49 % in den OECD-Staaten für den Zeitraum 1973 bis 2006. [5]

In Abb. 1 ist der Verlauf der sog. Energieintensität (Kennzahl, die den Energieverbrauch einer Volkswirtschaft in Bezug zum erwirtschafteten Bruttoinlandsprodukt setzt) über die Jahre im Vergleich der Staaten der OECD (Japan, USA und EU-11) dargestellt. Die Einsparungen, die zwischen 1973 und 2010 erreicht wurden, sind erheblich: 35 % in Japan und 45 % in den USA und den EU-11 Staaten, die implementierten Maßnahmen differieren jedoch. Sie reichen von finanziellen Anreizen (zinsverbilligte Kredite, Steuerreduktion, Zuschüsse) über die Unterstützung von Forschungsmaßnahmen bzgl. der Entwicklung von energieeffizienteren Technologien und

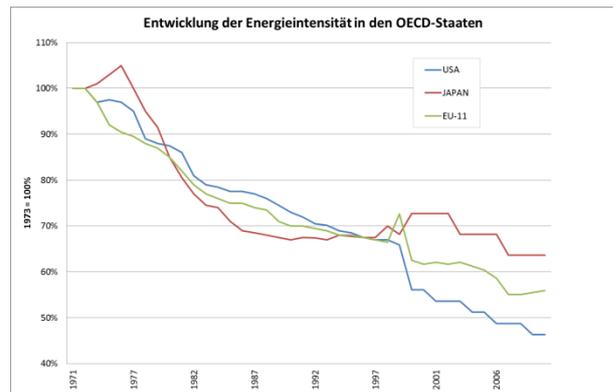


Abb. 1: Verlauf der Energieintensität, in Anlehnung an [4], [5]

der Etablierung von Mindeststandards für energieverbrauchende Geräte bis hin zur Aufklärung der Verbraucher durch Einführung von Energieeffizienzlabels.

In Japan wird auf eine Top-Runner-Strategie gesetzt. Das heißt, die effizientesten Produkte definieren den Maßstab für neu auf den Markt kommende Produkte. Energielabel gibt es schon seit 1979 und seit 2002 wird der Verbraucher mithilfe einer relativen Kennzahl über den Energieverbrauch von Geräten informiert. Für kleine Unternehmen gibt es seit 1978 kostenlose Energieaudits und ebenso steuer- bzw. zinsvergünstigte Darlehen für Energieeffizienzmaßnahmen. Die Effizienz benzinbetriebener Fahrzeuge stieg, durch Energieeffizienzstandards und Label, zwischen 1979 und 1985 um 12 %. Darüber hinaus wurde die Entwicklung von „Low Pollution Vehicles“ finanziell unterstützt, Japan ist in diesem Sektor zurzeit Weltmarktführer. Bei der Abnahme der Energieintensität führte Japan lange Zeit die OECD-Länder an, jedoch steigt die Energieintensität (in japanischen Haushalten und beim Personentransport) seit den 1990er Jahren wieder leicht an. (Vgl. [5], S. 560.)

In den USA gibt es seit 1976 die sog. Corporate Average Fuel Economy (CAFE)-Standards, die den Kraftstoffverbrauch von neuen Autos begrenzen sollen. Durch diese Standards hat sich der Kraftstoffverbrauch im PKW-Sektor „nur“ verdoppelt und ist im LKW-Sektor nur um 55 % gestiegen. Die Reichweite pro Gallone betrug 1987 noch 25,9 Meilen und sank in 2002 auf 23,9 Meilen. Diese Entwicklung ist hauptsächlich dem Wechsel hin zu mehr Sprit konsumierenden SUV, Pickups und Minivans geschuldet. Der Benzinverbrauch stieg zwischen 1985 und 2002 um 30 % an, weil sich die US-Autobauer massiv gegen eine Verschärfung der Standards wehrten. (Vgl. [5], S. 563.)

Ausgehend von einigen Vorreiterstaaten wie Kalifornien, New York, Massachusetts und Florida sind inzwischen in vielen Bundesstaaten Amerikas Energieeffizienzstandards für technische Geräte wie Kühlschränke, Waschmaschinen, Klimageräte usw. etabliert. Seit 1976 gibt es nationale Gebäude-Energieeffizienzstandards, die zunächst durch mehrere Staaten auf Freiwilligenbasis adoptiert wurden. Mehr als sieben Milliarden Dollar wurden in Forschung und Entwicklung investiert und dadurch einige energieeffiziente Gebäudetechnologien entwickelt. Diverse Forschungsprogramme wurden mit Industriepartnern aus energieintensiven Sektoren wie Aluminium-Verhüttung, Landwirtschaft und Chemie aufgelegt, darüber hinaus wurden Querschnittstechnologien

gefördert. Kleine und mittelständische Unternehmen erhalten kostenlose Energieaudits, es wurden steuerbegünstigte Kredite gewährt und Anreizprogramme für ärmere Haushalte etabliert. Die Summe aller Maßnahmen führte zu der dargestellten Absenkung der Energieintensität. (Vgl. [5], S. 563 ff.)

2.2 Europäischer Rechtsrahmen

Auch in Europa gab und gibt es zahlreiche politische Anstrengungen, das Niveau der Energieintensität zu senken. Neben Steuer- und Kreditprogrammen steht die Förderung des Marktes für energieeffiziente Produkte im Vordergrund. Kernziel der EU ist es, über eine sog. Integrierte Produktpolitik (IPP) das Angebot von und die Nachfrage nach umweltfreundlichen Produkten nachhaltig zu verbessern. Die hierzu verfolgten Maßnahmen sind Teil des sogenannten „Top-Runner“ Ansatzes, der sicherstellen soll, dass die 2020-Ziele zur Energieeinsparung (und damit auch zur CO₂-Emissionsminderung) auch im Bereich der energiebetriebenen Produkte erreicht werden. [6]

Ausgehend von den unterschiedlichen existierenden produktpolitischen Instrumenten, soll deren Zusammenspiel weiter ausgearbeitet und Maßnahmen zur Verbesserung des Zusammenwirkens ergriffen werden. In Abb. 2 wird der derzeit existierende Instrumentenmix bildlich dargestellt.



Abb. 2: Instrumentenmix der EU für den Markt der energiebetriebenen Geräte, eigene Darstellung in Anlehnung an [6]

Der europäische Rechtsrahmen erstreckt sich auf zwei Bereiche: *die Gestaltung* und *die Kennzeichnung* von energieverbrauchsrelevanten Produkten. Dazu dienen die sog. Ökodesign-Richtlinie und die Richtlinie 2010/30/EU, die die Kennzeichnung solcher Produkte durch die Angabe des Verbrauchs an Energie und anderen Ressourcen mittels einheitlicher Etiketten und Produktinformationen regelt. Beide wurden durch Gesetze und Verordnungen in deutsches Recht umgesetzt.

Im nachfolgenden werden die Ökodesign-Richtlinie und die Energieverbrauchs-Kennzeichnungsrichtlinie näher beschrieben.

2.2.1 Die Ökodesign-Richtlinie

Die sogenannte „Ökodesign-Richtlinie“ schafft einen Rahmen für die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung energieverbrauchsrelevanter Produkte. Sie ist Teil des auf Abb. 2 dargestellten Push und Pull-Mechanismus, der den Markt der energieverbrauchsrelevanten Produkte stärken soll. Sie repräsentiert hierbei den Push-Mechanismus, mit dem über gestufte Mindesteffizienzanforderungen Produkte mit geringerer Energieeffizienz vom Markt gedrängt werden sollen. [6] Die Richtlinie verfolgt mehrere Ziele. Dazu gehören u. a. die Verbesserung der Umweltauswirkungen energiebetriebener Geräte und die Stärkung des Klimaschutzes durch Verringerung von Energieverbrauch und Reduzierung der Emission von Treibhausgasen. Im Fokus der Richtlinie steht der gesamte Lebenszyklus eines Produktes einschließlich Auswahl und Einsatz von Rohmaterialien, Fertigung, Verpackung, Transport und Vertrieb, Installation und Wartung, Nutzung und Ende der Lebensdauer. [7]

Bei der Ökodesign-Richtlinie handelt es sich um eine Rahmenrichtlinie, d. h. die Richtlinie selbst enthält noch keine konkreten Produkthanforderungen. Diese werden von der EU-Kommission, unterstützt durch einen Regelungsausschuss, in sogenannten Durchführungsmaßnahmen jeweils für einzelne Produktgruppen (Produkt-lose) festgelegt. Die Richtlinie betrifft zurzeit 45 Produktgruppen. Die Bandbreite reicht von Heizkesseln über Dämmstoffe bis zu Werkzeugmaschinen. [11]

In Deutschland wird durch das Gesetz und die Durchführungsverordnung über die umweltgerechte Gestaltung energieverbrauchsrelevanter Produkte die neugefasste Ökodesign-Richtlinie in nationales Recht umgesetzt. ([7], [8], [9]) Dementsprechend dürfen Produkte, die von einer Durchführungsmaßnahme betroffen sind, in Deutschland nur in Verkehr gebracht bzw. in Betrieb genommen werden, wenn sie die dargestellten Anforderungen erfüllen; das gilt unabhängig vom Herkunftsort der Produkte. [10]

Die Wirtschaft wird bei der Erfüllung ihrer Verpflichtungen durch ein umfangreiches Informationsangebot der Bundesanstalt für Materialprüfung (BAM) unterstützt. Dieses richtet sich insbesondere an kleine und mittlere Unternehmen sowie Kleinunternehmen. [11] Die BAM und das Umweltbundesamt nehmen auch für Deutschland an den Beratungen zu den geplanten Durchführungsmaßnahmen teil. Sie werden dabei von Umwelt- und Verbraucherverbänden, Fachleuten und anderen öffentlichen Stellen unterstützt. [8]

2.2.2 Die Energieverbrauchskennzeichnungsrichtlinie

Im Top-Runner-Ansatz wird der beschriebene Push-Mechanismus durch einen Pull-Mechanismus ergänzt. Hier steht vornehmlich die Visualisierung der Energieeffizienz durch das Energieverbrauchskennzeichen im Vordergrund. Eine solche Kennzeichnung ermöglicht es Verbrauchern, sich beim Kauf von Produkten über deren Energie- und Ressourcenverbrauch zu informieren, Produkte zu vergleichen und ihre Kaufentscheidung dementsprechend auszurichten. Hersteller erhalten ebenfalls einen Anreiz, ihre Produkte ständig zu verbessern. Dadurch wird insgesamt die Marktdurchdringung mit besonders effizienten Produkten gesteigert. [8]

Es handelt sich hierbei um eine Pflichtkennzeichnung mit einem Energieetikett (Energie label), die für mehr Transparenz und Information bei den Verbrauchern sorgen soll. Für die betroffenen Produkte wurden die entsprechenden Effizienzklassen und ihre Berechnung in gesonderten Richtlinien festgelegt.

Der Ausgangspunkt für die Kennzeichnungspflicht in Europa war die Richtlinie 79/530/EWG1, welche Anforderungen an die Energieverbrauchskennzeichnung von Backöfen stellte. Die Richtlinie 92/75/EWG2 führte dann die heute bekannte "A-G Kennzeichnung" ein, insbesondere für Produkte der weißen Ware und für Raumklimageräte. Aufgrund der immer effizienter werdenden Geräte wurde 2008 eine Novellierung der Richtlinie notwendig.

Der Anwendungsbereich ist damit nicht mehr auf Haushaltsgeräte, wie z. B. Kühlschränke und Waschmaschinen, beschränkt, sondern offen für alle energieverbrauchsrelevanten Produkte. Die jeweiligen Richtlinien unterliegen regelmäßigen Änderungen und werden den Markterfordernissen angepasst. Im Jahr 2010 wurden neue Energieeffizienzklassen A+ bis A+++ eingeführt, welche schon im Jahr 2012 durch Effizienzklassen „A-x%“ (wobei das x für die erzielte Einsparung steht) ersetzt wurden. Abb. 3 stellt das Energielabel für Wäschetrockner dar:

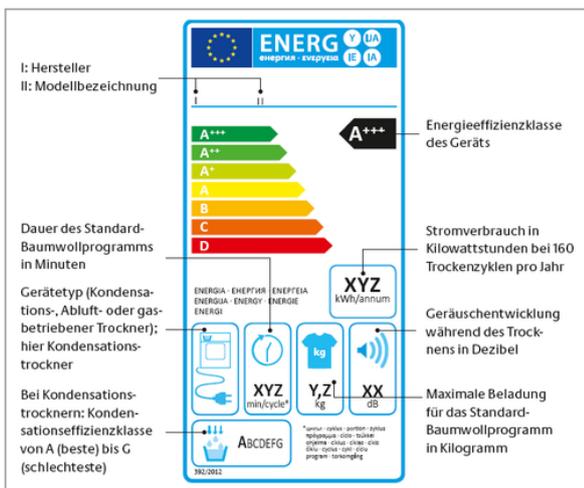


Abb. 3: Energielabel für Wäschetrockner

Neben den hier beschriebenen verpflichtenden Kennzeichnungen des Energieverbrauches durch das europäische Energielabel, gibt es weitere Kennzeichnungsmöglichkeiten, die in entsprechenden Normen geregelt sind. Im nächsten Abschnitt wird deshalb zunächst kurz auf die Arbeit des Umweltausschusses der Internationalen Normenorganisation (ISO) eingegangen, anschließend werden die Normen der Umweltkennzeichnung detaillierter erläutert.

3 Die Normen des Umweltausschusses

1992 wurde in Rio de Janeiro auf der Weltkonferenz zur Umwelt und Entwicklung das Fehlen von Normen für den Umweltbereich festgestellt. Deshalb nahm kurze Zeit später bei der Internationalen Organisation für Standardisierung (ISO) das Technische Komitee für Umweltmanage-

| Die Normenreihe ISO 14000 | |
|---|---|
| Organisationsbezogen | Produktbezogen |
| <p>Normenreihe ISO 14001 Unterstützt eine Organisation beim Aufbau und der Optimierung eines Umweltmanagementsystems</p> <p>NORM ISO 19011 Gibt Anleitung zur Durchführung von Umwelt-Audits</p> <p>Normenreihe ISO 14030 Gibt Anleitung zur Auswahl und Anwendung von Indikatoren bei der Evaluierung von Umweltleistungen einer Organisation</p> <p>Norm ISO 14063 Gibt Anleitung zur Umweltkommunikation</p> | <p>Normenreihe DIN 14020 Gibt Anleitung zur Umweltkennzeichnung und Umweltdeklaration</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ DIN 14024 Typ I ▪ DIN 14021 Typ II ▪ DIN 14025 Typ III <p>Normenreihe ISO 14040 Gibt Anleitung zur Erarbeitung von Ökobilanzen</p> <p>Fachbericht DIN FB ISO/TR 14062 Stellt Konzepte zur Einbeziehung von Umweltaspekten in die Produktentwicklung bereit</p> |

Abb. 4: Die Normen der 14000er Reihe, in Anlehnung an [15]

ment (TC 207) seine Tätigkeit auf und erarbeitete *Organisationsbezogene (Managementbezogene)* oder *Produktbezogene* Normen und Instrumente (vgl. Abb. 4) des Umweltschutzes aus.

Die hier dargestellten Normen richten sich hauptsächlich an Akteure aus dem Unternehmensbereich und zeigen Mittel und Wege auf, wie nachhaltiges Denken und Umweltschutz im Unternehmen umgesetzt werden können.

3.1 Normen des Umweltmanagements

Durch die Anwendung der DIN EN ISO 14001 kann ein Unternehmen ein Umweltmanagementsystem implementieren. Umweltmanagementsysteme können zertifiziert werden und bilden dann eine Voraussetzung für die Erlangung von Steuervorteilen nach dem Erneuerbaren Energien Gesetz¹. [12] Die Einführung eines Umweltmanagementsystems muss aber nicht zwangsläufig über eine Zertifizierung nachgewiesen werden, auch Selbsterklärungen mit Konformitätsbestätigung durch Kunden oder mit Bestätigung durch einen Externen sind möglich.

Die Norm 14001 folgt dem PDCA-Zyklus (Plan-Do-Check-Act, hier übersetzt mit „Planen-Ausführen-Kontrollieren-Optimieren“ (Vgl. [14], S. 7)). Auf jeder Stufe finden sich weitere Normen der 14000-Familie. Die Erstellung von Ökobilanzen (Life Cycle Assessment (LCA)) nach DIN 14040 und 14044 wird dem „Planen“ zugeordnet und die Normen der Umweltkennzeichnung 14020 ff werden zum Schritt „Optimieren“ gezählt. (Vgl. [13], S. 21 ff.) Im Folgenden wird auf die Ökobilanzierung und die Umweltkennzeichnung detailliert eingegangen.

3.2 Normen der produktbezogenen Umweltkennzeichnung

Durch die Normen der ISO EN 14020 ff werden zentrale Regeln bereitgestellt, wie produktbezogene Umweltinformationen genutzt werden können. [15] Generelles Ziel von Umweltkennzeichnungen ist gemäß der DIN EN ISO

¹ Vgl. § 41, Abs. 1, S. 2 EEG.

| Norm | Adressat | Basis | Beispiele | Kriterien/ Vorgehen |
|--------------------------|--|---|---|---|
| DIN EN ISO 14024, Typ I | Private und gewerbliche Endverbraucher | Bewertung des Produktes, welches "unter Umweltgesichtspunkten" vorzuziehen ist | Blauer Engel, Euro-Blume | Beruhren auf Kriterienkatalogen, welche für jede Produktgruppe einzeln erstellt werden (z. B. Drucker: langlebig und recyclinggerecht konstruiert, geringer Energieverbrauch). Um neue Produktgruppen einzubeziehen, müssen Vergabegrundlagen entwickelt werden, für den Blauen Engel nimmt das Umweltbundesamt Vorschläge hierfür entgegen |
| DIN EN ISO 14021, Typ II | Endverbraucher | Bewertung eines Aspektes eines Produktes, Festlegung von zwölf ausgewählten Begriffen | Initiative "Pro Recyclingpapier", diverse Modelle der Fahrzeugindustrie (Daimler sog. Umweltzertifikate, VW sog. Umweltprädikate, Ford sog. Product Sustainability Index) | Aussagen sind entweder spezifisch (genau und nicht irreführend, begründet und überprüfbar) oder vergleichend (auf Grundlage einer veröffentlichten Norm oder eines anerkannten Prüfverfahrens), Vergleich mit Produkten auf demselben Markt möglich, Vergleich in selben Maßeinheiten, bezogen auf denselben Zeitraum; zu verwendende Begriffe werden in der Norm definiert: z. B. 7.9 Reduzierter Energieverbrauch, 7.10 Reduzierter Ressourcenverbrauch |
| DIN EN ISO 14025 Typ III | Gewerbe, Handel (und Endverbraucher) | Beruhren auf einer LCA | Umweltdeklarationen für Bahnen, Baustoffe, Fenster und Maschinen (z.B. Fräsmaschine) | Es werden Rahmenbedingungen für eine Produktgruppe für das Erstellen einer LCA, einer Sachbilanz sowie weiterer Informationsmodule bereitgestellt → sog. Produktkategorie-Regeln; ferner wird ein Programmbetreiber bestimmt (z.B. beim internationalen EPD® System die <i>environdec</i> oder für die Veröffentlichung von Bau-EPDs das <i>Deutsche Institut für Bauen und Umwelt e. V.</i>), die Unternehmen können die Erstellung einer Produktdeklaration beantragen, die dann in einer Datenbank veröffentlicht werden, keine Bewertung des Produktes |

Abb. 5 Übersicht über die Normen der Umweltkennzeichnung, eigene Darstellung in Anlehnung an [13]und [15]

14020, dass „durch Mitteilung von überprüfbaren, genauen und nicht irreführenden Angaben zu Umweltaspekten, Angebot und Nachfrage von Produkten zu unterstützen, die weniger Umweltbelastungen verursachen, wodurch das Potenzial von marktgetriebenen kontinuierlichen Umweltverbesserungen erreicht wird.“ (Vgl. [16], S. 4)

Es existieren drei Typen von Umweltkennzeichnungen. Abb. 5 stellt die Möglichkeiten zur Umweltkennzeichnung übersichtlich dar.

Label-Typ I, nach DIN EN ISO 14024, richtet sich an private oder gewerbliche Endverbraucher und kennzeichnet die Produkte, die unter Umweltgesichtspunkten vorzuziehen sind. Bekanntester Vertreter des Typ I-Labels in Deutschland ist der Blaue Engel. Weiterhin gibt es noch die europaweit gültige Euro-Blume oder das FSC-Kennzeichen für Holzprodukte aus nachhaltig bewirtschafteten Wäldern. Umweltkennzeichnungen dieses Typs beruhen auf Kriterienkatalogen, die für jeden Produkttyp einzeln erstellt und im Rahmen eines öffentlichen Prozesses entwickelt wurden. Die Vergabe eines solchen Umweltkennzeichens erfolgt über unabhängige Organisationen und wird zum Beispiel beim Blauen Engel durch das Umweltministerium koordiniert. [15]

Label-Typ II, nach ISO EN 14021, ist vorwiegend für Endverbraucher bestimmt und ein eher allgemeiner Typ von Energieeffizienzlabeln. Das Typ II-Label kann durch ein Unternehmen selbst erstellt und muss nicht durch eine unabhängige dritte Stelle geprüft werden. In der Norm wird geregelt, wie typische spezifische Aussagen wie bspw. „frei von...“ oder „reduzierter Energieverbrauch“ zu verwenden sind und dass sie prinzipiell nachprüfbar sein müssen. Oftmals entstehen auf Basis dieses Label-Typs herstellerübergreifende Initiativen, bspw. die Initiative „Nachhaltiges Waschen und Reinigen“, die Signale bzgl. der verbesserten Umweltwirkung ihrer Produkte setzen will. Aussagen des Label-Typs II sind entweder spezifisch

oder vergleichend. Letzteres erfordert eine veröffentlichte Norm oder ein veröffentlichtes Prüfverfahren als Basis. [16]

Label-Typ III, nach ISO EN 14025 stellt Informationen vorwiegend für gewerbliche Kunden bereit und wirkt auf den B2B-Märkten. Es liefert umfangreiche quantitative und verifizierbare Daten zu den Umwelteigenschaften eines Produktes. Es stellt die Umweltwirkung eines Produktes oder Prozesses dar, ohne zu werten. Umweltdeklarationen des Typ III erfordern in der Regel eine Drittzertifizierung und beruhen auf den Ergebnissen einer LCA entsprechend den Normen ISO 14040 und 14044. Sie werden in Kapitel 3.3 näher erläutert. [16]

Neben den drei genannten Label-Typen gibt es noch weitere Kennzeichnungssysteme wie den Öko-Tex Standard zur Kennzeichnung von nicht gesundheitsgefährdenden Textilien oder den Energy Star für energiesparende Büromaschinen. [16]

3.3 Umweltkennzeichnung nach Typ III – Produktumwelterklärungen

Die DIN EN ISO 14025 wurde entwickelt, damit Unternehmen gegenüber Kunden und Lieferanten Umweltinformationen aus LCA über ihre Produkte systematisch darlegen können. In ihr werden die Erstellung einer Produktumwelterklärung (Typ III-Label), aber auch die organisatorischen Voraussetzungen, wie die Etablierung eines Programmes (samt Betreiber) sowie der Rahmen zur Einbeziehung interessierter öffentlicher Kreise, dargelegt.

Typ III-Umweltdeklarationen (Environmental Product Declaration (EPD)) ermöglichen Vergleiche zwischen Produkten gleicher Funktion, nehmen aber keine Wertung vor. [17] Die drei Säulen einer EPD sind: standardisierte Verfahrensregeln (Product Category Rule (PCR)), ein unabhängiger Review-Prozess sowie die ermittelten

Ökobilanzergebnisse. [16] Diese drei Bestandteile werden nachfolgend erläutert.

Für die Erstellung und Verbreitung von EPDs werden ein *Programm* und ein *entsprechender Betreiber* benötigt. Obwohl die Typ III-Deklaration noch neu ist, haben sich inzwischen schon organisatorische Strukturen entsprechend der Norm etabliert.

Einzigster deutscher EPD-Programmbetreiber ist das Institut für Bauen und Umwelt e. V. (IBU) für EPDs im Bausektor. Darüber hinaus existieren weitere internationale Programmbetreiber. Die meisten sind im internationalen GEDNet (Global Environmental Declaration Network) organisiert. Damit Produkte, die eine ähnliche Funktion bzw. Anwendung haben, nach gleichen Regeln beurteilt werden können, wurde in der Norm der Begriff der Produktkategorie entwickelt, die eine Gruppe von Produkten mit gleichwertiger Funktion umfasst. [17]

Um eine EPD veröffentlichen zu können, benötigt man also eine entsprechende PCR. Gibt es noch keine passende, muss eine Neue erstellt werden. Die Norm schlägt hierzu einen Bottom Up-Ansatz vor, d. h. zunächst wird die Ökobilanz für das konkrete Produkt erstellt und darauf aufbauend werden die Produktkategorie-Regeln abgeleitet.

Die dritte Säule von EPDs sind Ergebnisse einer *Ökobilanzierung*. Hierbei handelt es sich um eine durch die Normen EN ISO 14040 und 14044 definierte Methode, um Umweltaspekte von Produkten und Produktsystemen zu analysieren. [18] Gemäß der internationalen Rahmennorm EN ISO 14040 dient eine Ökobilanz zur Abschätzung der mit einem Produkt verbundenen Umweltaspekte bzw. der mit ihm verbundenen Umweltwirkungen. Dabei betrachtet die Ökobilanz diese Wirkungen im Laufe des Lebensweges eines Produktes.

An dieser Stelle erfolgt eine kurze Zusammenfassung der wesentlichen Punkte. Eine LCA berechnet, relativ zu einer funktionellen Einheit, die Umweltwirkungen eines Produktes oder einer Dienstleistung. Sie besteht aus vier *Phasen*: Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung. Neben der Festlegung der funktionellen Einheit und des Referenzflusses² müssen in der *ersten Phase* die Zielgruppe und die Systemgrenzen festgelegt werden.

Aufgrund der sich verzweigenden Lebenswege und daraus resultierenden großen Anzahl an Inputflüssen müssen sinnvolle Abschneidekriterien definiert werden, die bestimmen, ab welcher Menge (oder Masse oder Umwelteinfluss) ein Inputfluss bei der Berechnung nicht mehr berücksichtigt wird. In der Sachbilanzphase werden alle Input und Outputströme pro Prozessmodul erfasst. Ein Prozessmodul ist dabei die kleinste, in der Sachbilanz zu berücksichtigende Einheit, für die Input- und Outputdaten quantifiziert werden können.

Im Rahmen der *Wirkungsabschätzung* (Life Cycle Inventory Analysis (LCIA)) werden auf Basis der Sachbilanzergebnisse Umweltwirkungen bestimmter Kategorien, wie Versauerung, Klimawandel, Erosion u. a. berechnet. Hierzu werden sog. Äquivalenzfaktoren benutzt, die bspw. der Menge an erzeugtem Kohlendioxid und Methan ein bestimmtes Treibhauspotential zuweisen. In der

Phase der *Auswertung* gilt es, die Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung im Vergleich mit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen zu analysieren. Im Ergebnis sollen Schlussfolgerungen gezogen, Empfehlungen ausgesprochen und Einschränkungen erläutert werden. Hierzu gehört auch, die gewählte funktionelle Einheit hinsichtlich der ermittelten Ergebnisse nochmals zu überprüfen. ([19], [20])

4 Energieeffizienzlabel bzw. Umweltkennzeichnungen in eniPROD

Im Rahmen des Spitzentechnologiecluster eniPROD wurden Produkte und Prozesse erforscht, die eine nahezu emissionsfreie Produktion, einhergehend mit der Reduzierung des Energiebedarfes und der Erhöhung der Ressourceneffizienz, ermöglichen. [21] Im zweiten Antragszeitraum ab 2012 standen auch die Themen Nachweis und Transfer der Forschungsergebnisse in die industrielle Praxis im Fokus der Untersuchungen. Innerhalb einer Forschungsgruppe namens „Zertifizierung bezüglich der Energieeffizienz“ sollte untersucht werden, inwieweit mit Hilfe von Umweltkennzeichnungssystemen resp. dem Einsatz von Labeln, der Transfer von Forschungsergebnissen forciert werden könnte.

Die Ergebnisse von eniPROD sind sehr heterogen. Sie reichen von konkreten Produkten wie einer verbesserten Förderkette über die energiesensitive Steuerung von Produktionsprozessen mit angepassten mathematischen Algorithmen bis hin zu Workshops zur Sensibilisierung beim Thema Energieeffizienz. Welche Label/Umweltsysteme für ausgewählte Ergebnisse geeignet wären wird nachfolgend dargestellt.

4.1 Typ III-Label für den Nachweis der Energieeffizienz der entwickelten Förderkette

Im Handlungsfeld „Fabrikplanung und Logistik“ entstand im Rahmen von eniPROD u. a. ein neues energieeffizientes horizontales Verkettungssystem, dessen Kernstück eine beschichtete Förderkette aus Kunststoff ist. Ketten dieser Art werden häufig in Gleitkettenförderern zum Transport von leichten Gütern, zum Beispiel in der Pharma- oder Lebensmittelindustrie, eingesetzt. Ein Anwendungsbeispiel zeigt Abb. 6.

Die Glieder der Gleitkette, die aus Kunststoff bestehen, wurden mit Hilfe von Einlegern aus Faserverbund-

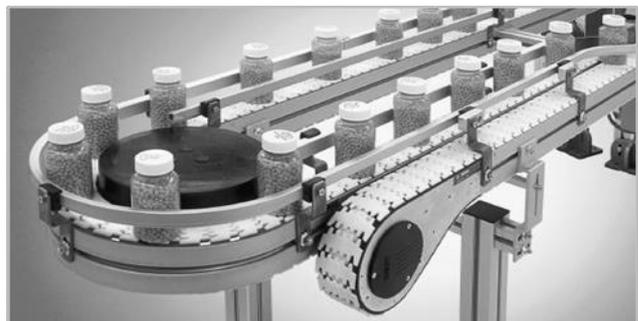


Abb. 6: Gleitkettenförderer in der Pharmaindustrie; Quelle: Bosch Rexroth

² Referenzfluss ist die physische Menge an Material das zur Erfüllung der gewählten Funktion notwendig ist. [18]

Werkstoffen in Bezug auf Festigkeit und Steifigkeit optimiert. Langfristig sollen dadurch Lebensdauer und Zugfestigkeit der Kette gesteigert und somit der Energieverbrauch durch die verlängerte Nutzungsphase gesenkt werden. Aus Ökobilanzierungssicht steht also einer aufwendigeren Herstellung und Entsorgung verlängerte Nutzungsphase gegenüber. Der Nachweis über die verbesserte Umweltwirkung könnte über die Erstellung einer Ökobilanz und ihre Veröffentlichung als EPD geschehen.

Um eine EPD erstellen zu können, muss ein Programm zur Veröffentlichung gefunden werden. Im Rahmen einer Recherche über das internationale GEDNet³ wurde nach geeigneten Programmbetreibern gesucht. Der einzige internationale Programmbetreiber ist die SEMCo (The Swedish Environmental Management Council) und das von ihr betriebene Internationale EPD® System. Die SEMCo agiert als Programmkoordinator und stellt die Organisationsstrukturen und Organe für die in der Norm geforderten Aufgaben bereit.

Für Förderketten existieren bisher keine Produktkategorie-Regeln. Deshalb wird dem Vorschlag der Norm gefolgt und zunächst eine EPD erstellt, aus der dann die entsprechende PCR abgeleitet werden soll. Für die Einteilung der Gruppen der PCR bedient sich das internationale EPD®-System dem CPC Schema (Central Product Classification), so dass als Produktgruppennummer die 433 „Lifting and handling equipment and parts thereof“ gewählt wurde. Wie weiter oben beschrieben, kann man eine EPD als erweitertes Produktdatenblatt betrachten, in dem auch Informationen über den Hersteller und andere technische Informationen über das Produkt enthalten sind.

Um eine EPD veröffentlichen zu können, muss zunächst die Ökobilanz für die Förderkette berechnet werden. Als funktionelle Einheit wurde der *Massestrom in kg/s* gewählt und das in Abb. 8 dargestellte Systemflussbild erstellt.

Die Ökobilanz wurde mit Hilfe der Software openLCA durchgeführt. Zusätzlich zur geplanten Veröffentlichung im Rahmen einer EPD wurden die Ökobilanzergebnisse noch mit Ergebnisse von Förderketten aus Kunststoff bzw. Stahl nach dem Stand der Technik verglichen.

Der gewählte Untersuchungsrahmen beginnt am Fabrikator mit dem Einkauf der Halbzeuge für die prototypische Herstellung der Kette. Datensätze wurden aus freien Datenbanken wie NREL oder USLCI bzw. der ecoinvent Datenbank v3 entnommen. Hierbei kann auf durchschnittliche Herstellungsprozesse für Metallbearbeitungs- bzw. Kunststoffspritzgießprozesse zurückgegriffen werden.

Die Ökobilanz wurde für eine Förderkette von 30 m Länge (Referenzfluss) berechnet, als Nutzungsdauer wurden 5, 10 und 15 Jahre eingesetzt. Wie man in Abb. 7 erkennen kann, wurde nur die Kette und nicht das Führungs- und Antriebssystem untersucht. Bei einer Förderkette hängt der Energieverbrauch in der Nutzungsphase direkt von der Art des Gebrauches ab. Er kann durch Messung, Schätzung oder Berechnung ermittelt werden.

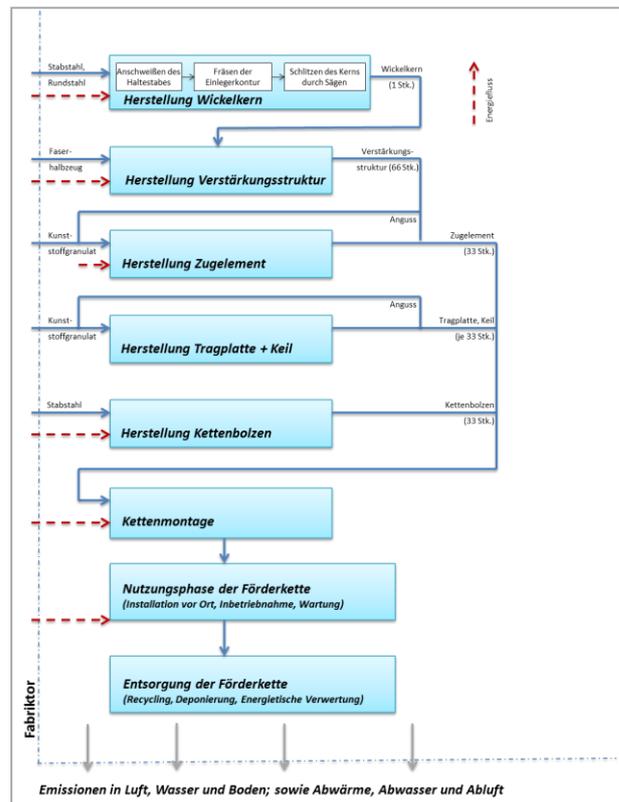


Abb. 8: Systemschaubild neue Kette

Während bei Fahrstühlen [22] oder Autos häufig Nutzungs-Szenarien definiert werden, gibt es für Förderketten hierzu bisher noch keine Grundlagen. Deshalb wurde das Nutzungsszenario „Verwendung bis zur Belastungsgrenze“ angenommen. Das heißt, der Energieverbrauch wurde über Gleichungen, die sich aus der Zug-Schwellfestigkeit (gemessen in Dauerfestigkeitsversuchen) und der Anzahl der Lastwechsel (abhängig von Lebensdauer, Geschwindigkeit und Schichtsystem) ergeben, berechnet. [23]

Verschiedene Wirkungskategorien können nun berechnet werden. Ein Ergebnis für die LCA der neuen Förderkette zeigt Abb. 7. Es ist sehr gut erkennbar, dass die Lebensabschnittsphasen (Polypropylen-Herstellung → Kettenherstellung; Elektrizität → Kettennutzung) unterschiedliche Ergebnisse in den jeweiligen Wirkungskate-

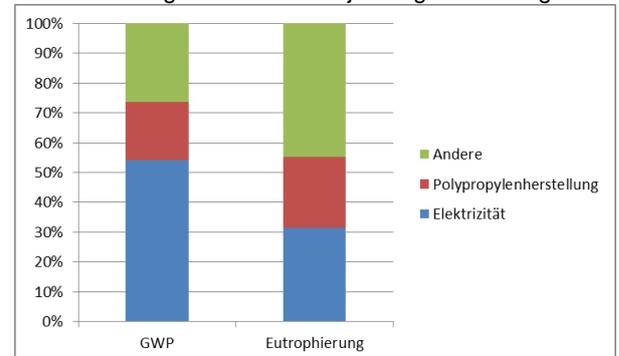


Abb. 7: Ergebnisse der Wirkungskategorien GWP und Eutrophierung für eine Kunststoffförderkette

³ GEDNet – Global Environmental Declaration Network (Zusammenschluss aller EPD-Programme), das Netzwerk erleichtert die übergeordnete Suche nach Produktkategorien.

gorien hervorrufen. Die Ergebnisse in den Wirkungskategorien werden dann in einer EPD veröffentlicht und können dann durch einen potentiellen Käufer individuell beurteilt und mit anderen EPD's verglichen werden. Weitere Berechnungen und Vergleiche zwischen den verschiedenen Ketten nach Stand der Technik und der neuen Kette können noch ergänzend durchgeführt werden. Wenn sich daraus signifikante Unterschiede in den Wirkungskategorien ergeben, müssen diese in die PCR für Förderketten mitaufgenommen werden.

4.2 Umweltkennzeichnungen für Werkzeugmaschinen

Werkzeugmaschinen (WZM) dienen zur Herstellung wichtiger Industriegüter und sind nachweislich für einen großen Teil des Verbrauchs an elektrischer Energie in der Industrie verantwortlich. [25]

Im Rahmen des Projektes eniPROD wurde die Energieeffizienz von Werkzeugmaschinen verbessert, indem z. B. optimierte Regelalgorithmen zur Bahnplanung [26], Leichtbaustrategien [27] und Bremsenergiespeicher für den Zwischenkreis [28] entwickelt und umgesetzt wurden. Gleichzeitig wurde erforscht, inwieweit Umweltkennzeichnungen für Werkzeugmaschinen geeignet wären. [25], [29]

Um den Käufer von Werkzeugmaschinen zur Anschaffung von energieeffizienteren Maschinen zu bewegen, und dessen Nutzungsverhalten zu ändern, muss dieser über deren Umwelteigenschaften informiert werden. Deshalb sollten Werkzeugmaschinen in die Produktgruppen der Energy-related-Products (ErP) aufgenommen werden. Sie sind somit von der ErP-Richtlinie betroffen. [24] Im Rahmen einer hierzu durchgeführten Vorstudie wurde ermittelt, dass auch die weiteren Kriterien für die Einbeziehung in die Richtlinie erfüllt sind: Es liegt eine entsprechende Menge an verkauften Werkzeugmaschinen pro Jahr vor; es besteht die Möglichkeiten, durch technologische Maßnahmen den Energieverbrauch zu senken; die Verbesserung der Energieeffizienz kann gemessen werden. [25]

Energieeffizienzlabel, wie sie für Haushaltsgeräte existieren (vgl. Abb. 3), beruhen auf einem sogenannten Energieeffizienzindex (EEI). Dieser berechnet sich grundsätzlich wie folgt:

$$EEI = \frac{E_{actual}}{E_{reference}} \quad EEI = \frac{E_{actual}}{E_{reference}} \quad (1)$$

Der EEI ist dimensionslos und erfordert einen Referenzenergieverbrauch als Benchmark-Wert. Während bei Haushaltsgeräten definierte Test-Parameter festgelegt werden können, gestaltet sich dies bei Werkzeugmaschinen durch die inhomogene Produktpalette schwierig. Deshalb wurde der Ansatz verfolgt, einen technologisch bestimmbaren Referenzwert zu ermitteln. Diese Art von Referenzwert existiert schon für Energieeffizienzlabel von kunststoffverarbeitenden Maschinen und wird dort über die theoretisch benötigte Schmelzenthalpie berechnet. Für WZM erscheint die theoretisch benötigte Schneidenergie in Abhängigkeit von Material und Schneiddicke als Referenzwert geeignet. Weiterhin fließen diverse Korrekturfaktoren mit ein. Darüber hinaus wird der aktuelle Energieverbrauch (E_{actual}) der Maschinen benötigt. Zu sei-

ner Messung müssten ein Normzyklus und ein herzustellendes Normbauteil sowie entsprechende Messstrategien (Kurzzeit, Langzeit, Umgebungsbedingungen usw.) definiert werden. Bis jetzt konnten jedoch noch keine allgemein gültigen Lösungen gefunden werden.

Auch die Durchführung von LCA-Studien und deren Veröffentlichung in Form von EPDs sind für Werkzeugmaschinen möglich. In einer Selbstverpflichtungsinitiative (SRI) des europäischen Werkzeugmaschinenverbandes CECIMO wurde vereinbart, dass zunächst LCA-Ergebnisse von Standardmaschinen mit LCA-Ergebnissen von verbesserten Maschinen (für das gleiche Portfolio) gesammelt und verglichen werden sollen. [29] Langfristig sollen dann Grenzwerte für neue Maschinen definiert und festgelegt werden. Der Verband unterstützt darüber hinaus die Schaffung einer einheitlichen Norm (ISO 14955) zur umweltgerechten Konstruktion und Bewertung von metallbearbeitenden Maschinen. In dieser sollen die Evaluationsmethode für WZM sowie Testwerkstücke und Testläufe festgelegt werden. [30]

Über das internationale EPD®-System wurden zwei EPDs und eine PCR für WZM veröffentlicht. Abb. 9 zeigt den Screenshot der EPD für eine Fräsmaschine. Als Ergebnis wurden bei der hier dargestellte Maschine für den Treibhauseffekt in der Nutzungsphase (Nutzungsdauer von 15 Jahren) 125 t CO₂-Äq und für die Herstellungsphase 45 t CO₂-Äq ermittelt. Eine ähnliche Berechnung wurde im Rahmen von eniPROD durchgeführt: Mit Hilfe des Excel-Tools „EuP_EcoReport template-machine-tools“ wurden die Umweltwirkungen einer wesentlich kleineren Werkzeugmaschine (400 x 400 mm Palettengröße) berechnet. [31] Allerdings zeigen sich gravierende Unterschiede bei den Ergebnissen (GWP von 418 t CO₂-Äq für die Nutzungsphase (10 Jahre) und 125 t CO₂-Äq für die Herstellung). Ursache hierfür ist die Bilanzierung einer anderen Maschinenart und -größe, aber auch die Verwendung eines differierenden Berechnungsansatzes. Welche grundsätzlichen Unterschiede zwischen einer Ökobilanzierung nach Norm und der Verwendung des o. g. Excel Tools bestehen, wird zurzeit erforscht.

Weitere Aktivitäten der Werkzeugmaschinenindustrie sind die BlueCompetence Initiative der CECIMO, die inzwischen 58 Maschinenhersteller vereinigt und Ziele, Kriterien sowie Standards für die Umsetzung von Nachhaltigkeit in der WZM-Industrie definiert. Dabei werden sowohl die Produkte als auch Serviceleistungen und Maschinenmodi adressiert. Darüber hinaus gibt es das CO₂PEI-UPLCI Framework-Projekt, welches versucht, nachhaltige und belastbare Daten für LCIA-Werte aus Herstellungsprozessen zu generieren. [32], [33] Sie zeigen, dass die Verbesserung der Energieeffizienz weiterhin ein Thema in der Werkzeugmaschinenindustrie ist.

4.3 Umweltlabel für Methoden aus eniPROD

Ergebnis von eniPROD sind neben energieeffizienteren Produkten und Prozessen auch Methoden die eine Verbesserung der Energieeffizienz im Fokus haben.

Die Erhöhung der Energieeffizienz durch die Implementierung von Methoden aus der Produkt- bzw. Prozessoptimierung lässt sich nachweisen, indem ein Vorher-Nachher-Vergleich von energiespezifischen Kennwerten durchgeführt wird. Eine Methode die im Rahmen von eniPROD erforscht wurde betrifft die Integration von

Energiewissen in den Planungs- und Betriebsprozess von energiesensitiven Fabriken. Die Integration von Fachwissen wird auch Knowledge-based-Engineering genannt und untersucht, wie erfolgversprechende Methoden und Technologien aus Konstruktions- und Planungsprozessen aufbewahrt und wiederverwendet werden können. [33], [35]

Bei der in eniPROD entwickelten Methode zum Transfer von Energiewissen werden mit Hilfe von Ontologien⁴ Verknüpfungen zwischen einzelnen Planungsobjekten geschaffen und dadurch Energieeffizienzpotentiale aufgezeigt. Ähnlich werden bei Planung und Betrieb energiesensitiver Fabriken die energetischen Informationen integriert, so dass hinsichtlich der Energieeffizienz bessere Ergebnisse erzielt werden können.

Wie kann nun für eine solche Methode der Nachweis erbracht werden, dass durch ihre Anwendung eine messbare Energieeffizienzerhöhung stattgefunden hat? Hierzu muss wieder auf das Denken in Lebenszyklen zurückgegriffen werden. Eine Fabrik wird zunächst geplant, dann gebaut, in Betrieb genommen, betrieben und später umgebaut bzw. außer Betrieb genommen. Die neue Methode kommt während des Planungsprozesses oder während eines Umplanungsprozesses zum Einsatz. Der Output der Methode, also die verbesserte Energieeffizienz, würde allerdings erst während des Betriebes der Fabrik sichtbar (insofern sie umgesetzt wird). Vorher lässt sich jedoch anhand einer Simulation abschätzen, ob durch die Methode Energieeffizienzpotentiale erzielt würden.

Anhand von Kennzahlen, die die Energieeffizienz für einen bestimmten Planungsbereich repräsentieren, lässt sich ein Vergleich (Benchmark) zwischen Lösungen mit Einsatz (aus der Simulation) oder ohne Einsatz der Methode durchführen. Zusätzlich sollte der Aufwand, der durch die Methode entstanden ist, einbezogen werden. Aus ökobilanzieller Sicht lässt sich dieser Aufwand als

funktionelle Einheit für die Berechnung der Ökobilanz heranziehen, die Ergebnisse könnten dann im Rahmen einer EPD veröffentlicht werden. Ein ähnlicher Ansatz wurde bei der Erstellung einer EPD für Forschungsleistung der Swerea IVF verwendet. [36] In dieser wurden die erzeugten CO₂-Äquivalente für eine Stunde Forschungsservice bilanziert. In der dazu gehörenden PCR wird darauf verwiesen, dass als Down-Stream-Process (Nutzungsphase) die Umsetzung der Forschungsergebnisse verwendet werden sollte. [37]

Analog kann der Aufwand für die Anwendung der Energiewissensmethode im Planungsprozess der potentiellen Einsparung gegenübergestellt und gegengerechnet werden. Dies entspricht dem grundsätzlichen Lebenszyklusdenken von Ökobilanzen, bei denen in der Regel aufwendigere Herstellungs- und Entsorgungsprozesse den generierbaren Einsparungen in der Nutzungsphase gegenübergestellt werden.

Wird die Methode in den laufenden Planungsprozessen von Fabriken implementiert, unterstützt sie auch die Einführung eines Energiemanagementsystems. [38] Dort ist u. a. die Einführung von Methoden zur energiesensitiven Planung als Anforderung definiert. (vgl. [38], S. 22 ff.)

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Implementierung von Technologien zur Verbesserung der Energieeffizienz oder verallgemeinert zur Steigerung der Umweltfreundlichkeit ist ein wichtiger Bestandteil, um die Ziele des Klimaschutzes zu erreichen. Mit Hilfe von Energielabeln können diese Verbesserungen plakativ dargestellt und somit dem Verbraucher bzw. Einkäufer (von Maschinen) oder Planungingenieur (von Produktionsstätten) nahe gebracht werden. Dies wurde seitens vieler Hersteller und Produzenten erkannt, so dass die Marktanteile für grünere Produkte und Dienstleistungen gewachsen sind, nachhaltiger Konsum ist inzwischen zu einem Trend geworden. [38]

Forschungsergebnisse des Spitzentechnologieclusters eniPROD zielten darauf ab, die Energieeffizienz von Produktionsprozessen und Produkten zu erhöhen. Hier wurden bemerkenswerte Ergebnisse erreicht. Viele Forschungsergebnisse sollten nun in die industrielle Anwendung implementiert werden. Wie das mit Hilfe von Umweltkennzeichnungen geschehen kann, wurde anhand von drei Beispielen erläutert.

Grundsätzlich existieren drei mögliche Label-Typen, die alle potentiell in Frage kämen. Label-Typ I erfordert allerdings einen aufwendigen extern gesteuerten Prozess, der im Rahmen der eniPROD Laufzeit nicht realisiert werden konnte. Label-Typ II, wäre als eigenes „eniPROD-zertifiziert“ Label umsetzbar. Es muss jedoch festgestellt werden, dass durch die Inhomogenität der erzeugten Forschungsergebnisse die Aussagekraft eines solchen Labels nur beschränkt wäre und die Glaubwürdigkeit für potentielle Adressaten eher gering. Das die Verwendung des Label-Typ-III sowohl für Produkte als auch für Prozesse aus eniPROD möglich ist, wurde anhand der Beispiele: Förderkette, Werkzeugmaschine und



Abb. 9: Screenshot einer EPD

⁴ Sprachlich geordnete Darstellung von Begrifflichkeiten und den zwischen ihnen bestehenden Beziehungen innerhalb eines Gegenstandsbereichs, vorrangig genutzt, um ‚Wissen‘ zwischen Programmen auszutauschen.

Energiewissensmethode gezeigt. Der Vorteil dieses Labels sind die quantitativen Umweltinformationen die durch die Berechnung der Ökobilanz generiert werden. Eine Veröffentlichung könnte im Rahmen eines bestehenden Programmes (International EPD®System) oder eines eigenen Programmes geschehen.

An dieser Stelle muss bemerkt werden, dass durch die inflationäre Verwendung von Labeln für Produkteigenschaften⁵, eine allgemeine Ablehnung auch gegenüber den inhaltlich abgesicherten Labeln des Typs I oder III provoziert wurde. Auch das relativ gut etablierte EU-Energieeffizienzlabel trägt zurzeit, durch neue Energieeffizienzklassen und „+++“ Kategorien, zu dieser Ablehnung durch die Verbraucher bei.

Viele Verbraucher wünschen sich ein allumfassendes „Einheits-Nachhaltigkeitslabel“, das in wenigen Kategorien eine leicht verständliche Aussage bezüglich der Umweltwirkung eines Produktes trifft. Auch von Seiten der Europäischen Union gibt es Vorstöße in diese Richtung. Durch die Product Environmental Footprint (PEF) und die Organisational Environmental Footprint (OEF) Initiative wird ein einheitliches Label für sämtliche Produkte und Unternehmungen angestrebt. Basis eines solchen Labels ist eine Ökobilanz, deren Bilanzierungsgrenzen und Abschneidekriterien fest vorgeben sind. [40] Ansonsten entspricht es inhaltlich einer Produkt-Umwelt-Erklärung, wie sie in Abschnitt 4.1 erläutert wurde.

Durch den einheitlichen Berechnungsrahmen können abweichende Ergebnisse bezogen auf ein- und denselben Sachverhalt vermieden und so die Verbraucher einheitlich informiert werden. Auch für die eniPROD-Ergebnisse könnte dieses Label der richtige Weg zur Vermarktung sein – mittelfristig sollten hier weitergehende Forschungen stattfinden.

Danksagung

Die Autoren danken der europäischen Union (Europäischer Fonds für regionale Entwicklung) und dem Freistaat Sachsen für die Förderung des Spitzentechnologieclusters „Energieeffiziente Produkt- und Prozessinnovationen in der Produktionstechnik“ (eniPROD®).



Gefördert aus Mitteln der Europäischen Union



Europäischer Fonds für regionale Entwicklung

Literatur

- [1] Schmitt, S.: Was kommt da auf uns zu? Am 30. Oktober wird der neue Bericht des Weltklimarates veröffentlicht. Was er von dem Mammutwerk erwartet, sagt der Klimaforscher Hans von Storch. In: ZEIT ONLINE, 26.09.2013, 13:24, URL: www.zeit.de/2013/40/weltklimarat-ipcc-bericht-interview-hans-von-storch [22.11.2013]
- [2] IPCC: Summary for Policymakers. In: Stocker, T.F.; D. Quin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.m.Midgley (Hrsg.), Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge (United Kingdom) and New York (NY, USA), 2013.
- [3] Hennecke, Peter: Energieeffiziente Produktion – Chancen für die Wirtschaft bei der Umsetzung der Energiewende. In: Vortragsreihe „Energieeffiziente Produktion – Forschung und Praxis“ des Spitzentechnologieclusters eniPROD, Chemnitz 11.07.2013. URL: www.eniprod.tu-chemnitz.de/pdf/pdf-Vortr%C3%A4ge/130711_Energiewende_Hennecke.pdf, [22.11.2013]
- [4] OECD Factbook 2011: Economic, Environmental and Social Statistics - ISBN 978-92-64-11150-9 - © OECD, 2011
- [5] Geller, H.; Harrington, P.; Rosenfeld, A. H.; Tanishima, S.; Unander, F.: Policies for increasing energy efficiency: Thirty years of experience in OECD countries. In: Energy Policy, Volume 34, Issue 5, March 2006, Pages 556–573. DOI: [10.1016/j.enpol.2005.11.010](https://doi.org/10.1016/j.enpol.2005.11.010)
- [6] Jepsen, D.; Sprengler, L.; Reintjes, N.; Rubik, F.; Schomerus, Th.: Produktbezogenes Top-Runner-Modell auf der EU-Ebene, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Juni 2011. URL: www.uba.de/uba-info-medien/4122.html [22.11.2013]
- [7] Richtlinie 2009/125/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung energieverbrauchsrelevanter Produkte Text von Bedeutung für den EWR. URL: http://europa.eu.int/eur-lex/lex/de/editorial/legal_notice.htm [22.11.2013]
- [8] "Energieverbrauchsrelevante-Produkte-Gesetz vom 27. Februar 2008 (BGBl. I S. 258), das zuletzt durch Artikel 6 des Gesetzes vom 31. Mai 2013 (BGBl. I S. 1388) geändert worden ist". URL: www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/ebpg/gesamt.pdf [22.11.2013]
- [9] Verordnung zur Durchführung des Gesetzes über die umweltgerechte Gestaltung energieverbrauchsrelevanter Produkte (EVPG-Verordnung). URL: www.gesetze-im-internet.de/_evpgv/BJNR322110013.html [26.11.2013]

⁵ Während Label des Typ I bei den deutschen Konsumenten noch Vertrauen genießen, wird durch die zunehmende Anzahl von vor allem privatwirtschaftlichen Labels des Typ II Unsicherheit erzeugt. Hierdurch und durch Label-Skandale wird das allgemeine Vertrauen in Produktkennzeichnungen durch Label erschüttert und der Sinn und Zweck der Kennzeichnungen verfehlt. [17]

- [10] Oehme, I.; Halatsch, A.; Schuberth, J.; Mordziol, C.: Umweltgerechte Gestaltung energiebetriebener Produkte, Der Beitrag der Ökodesign-Richtlinie zu den Energieeffizienzzielen der EU. Eine Veröffentlichung des Umweltbundesamtes, Juli 2009, ISSN 1862-4804. URL: www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3823.pdf [26.11.2013]
- [11] Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM): Internetauftritt zum Thema Energieverbrauchsrelevante-Produkte-Gesetz (EVPG), der Umsetzung der Richtlinie 2009/125/EG (ErP-Richtlinie, Ökodesignrichtlinie) der Europäischen Union, 29.11.2011. URL: www.ebpg.bam.de/de/basis/impressum/index.htm [26.11.2013]
- [12] Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien, (Erneuerbare-Energien-Gesetz–EEG), 25.10.2008, letzte Änderung 20.12.2012, URL: www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/eeg_2009/gesamt.pdf [22.11.2013]
- [13] Finkbeiner, M.: Umweltmanagement für kleinere und mittlere Unternehmen, Die Normenreihe ISO 14000 und ihre Umsetzung, Beuth, 2012. ISBN 978-3-410-21895-1
- [14] DIN EN ISO 14001 Umweltmanagementsysteme – Anforderungen mit Anleitung zur Anwendung, Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) im DIN, November 2009, Beuth Verlag, Berlin.
- [15] Prösler, M.: Umweltinformationen für Produkte und Dienstleistungen, Hrsg. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bundesverband der Deutschen Industrie e.V., Umweltbundesamt, ISSN 0407-8977, Bonifatius Druck, Paderborn, 2008.
- [16] DIN EN ISO 14020: Umweltkennzeichnungen und -deklarationen, Allgemeine Grundsätze (ISO 14020:2000), Deutsche Fassung EN ISO 14020:2001, Ausgabe 2002.
- [17] DIN EN ISO 14025: Umweltkennzeichnungen und – deklarationen – Typ III Umweltdeklarationen – Grundsätze und Verfahren (ISO 14025:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14035:2011, Ausgabe 2011.
- [18] Klöpffer, W.; Grahl, B.: Ökobilanz (LCA) ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim 2009. ISBN 978-3-527-32043-1
- [19] DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006, Ausgabe 2009.
- [20] DIN EN ISO 14044 - Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14044:2006, Ausgabe 2006.
- [21] TU Chemnitz: Homepage des Spitzentechnologieclusters eniPROD. URL: www.eniprod.eu [17.12.2013]
- [22] VDI 4707 Blatt1: Aufzüge, Energieeffizienz, März 2009, VDI-Gesellschaft Technische Gebäudeausrüstung, Beuth Verlag GmbH.
- [23] Nendel, K.; Lüdemann, L.; Weise, S.: Energieeffizienzbetrachtungen logistischer Systeme. In: Logistics Journal, Vol. 2013. URN: [urn:nbn:de:0009-14-37717](http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0009-14-37717)
- [24] DIRECTIVE 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for energy-related products; Official Journal of the European Union; L 285/10.
- [25] Eco Machine Tools: Homepage des EU Projekt: EC Product Group Study related to the Ecodesign of Energy-related Products (ErP) Directive 2009/125/EC (recast of the former EuP Directive 2005/32/EC) for ENTR Lot 5 Machine Tools and related machinery. URL: http://ec.europa.eu/energy/efficiency/ecodesign/eco_design_en.htm [16.12.2013]
- [26] Rehm, M.; Quellmalz, J.; Schlegel, H.; Drossel, W.-G.: Control structures for opposed driving, coupled linear drives. In: Brezina, T.; Jablonski, R. (Hrsg.): Mechatronics 2013 - Recent Technological and Scientific Advances. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2013, S. 717–724.
- [27] Ihlenfeldt, S.; Wabner, M.; Rentzsch, H.; Frieß, U.: Design Principles Inspired by Bionics for Energy Efficient Machine Tools. In: 2. Internationales Kolloquium des Spitzentechnologieclusters eniPROD/ICMC 2012. Tagungsband, 2012, Chemnitz, S. 221–245.
- [28] Neugebauer, R.; Winternheimer, S.; Kolesnikov, A.; Richter, M.: The Usage of Supercapacitors for Energy Storage Systems in the DC-Link of Machine Tools. In: 15th International Power Electronics and Motion Control Conference, EPE-PEMC 2012 ECCE Europe, Novi Sad, Serbia, DS3d.7-1 - DS3d.7-6
- [29] Wittstock, V.; Paetzold, J.: The Comparison of Machine Tools Regarding Energy – The Difficult Path to an Energy Label, In: Neugebauer, R.; Götze, U., Drossel W.-G.: Energy-related and economic balancing and evaluation of technical systems – insights of the Cluster of Excellence eniPROD, Proceedings of the 1st and 2nd workshop of the cross-sectional group 1 “Energy related technologic and economic evaluation” of The cluster of Excellence eniPROD, Wissenschaftliche Scripten, Auerbauch, 2013, S. 469–486. URN: [urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-109067](http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:bsz:ch1-qucosa-109067)
- [30] CECIMO: Concept Description for CECIMO's Self-Regulatory Initiative (SRI) for the Sector Specific Implementation of the Directive 2005/32/EC (EuP Directive), 2009.

- [31] Webseite der Europäischen Kommission zu Ecodesign, (Version 5 VHK for European Commission 28 Nov. 2005). URL: http://ec.europa.eu/enterprise/policies/sustainable-business/_ecodesign/methodology/index_en.htm [20.12.2013]
- [32] Webseite des Projektes Cooperative Effort on Process Emissions in Manufacturing. URL: www.co2pe.org/ [17.12.2013]
- [33] Webseite der Bluecompetence Initiative der CECIMO. URL: www.cecimo.eu/site/blue-competence-mt/blue-competence-mt/ [17.12.2013]
- [34] Wenzel, K.; Tisztli, M.: Linking Process Models and Operating Data for Exploration and Visualization In: 2nd International Workshop on Ontology and Semantic web for Manufacturing (OSEMA 2012) (24.07.-25.07.2012) in Graz, AUSTRIA.
- [35] Müller, E.; Putz, M.; Krones, M.; Franz, E.; Hopf, H.; Langer, T.; Poller, R.; Kollatsch, C.; Schumann, M.; Klimant, P.; Wittstock, V.: Energiesensitive Gestaltungslösungen für Fabrikplanung und Fabrikbetrieb In: Tagungsband zum 3. eniPROD-Kolloquium, 2014 (im Druck).
- [36] Swerea Service: Veröffentlichung einer climate declaration für 1 Stunde Forschungsarbeit. URL: www.environdec.com/en/Detail/?Epd=8772#.UrLvWPTuLNs [19.12.2013]
- [37] Environdec, The International EPD®System: UN CPC 811 Research and experimental development service in natural science and engineering, Version 1.02., 2013-07-16 URL: <http://environdec.com/en/PCR/Detail/?Pcr=8233#.Uud6-BCIW70> [28.01.2014]
- [38] DIN EN ISO 50001: Energiemanagementsysteme – Anforderungen mit Anleitung zur Anwendung (ISO 50001:2011); Deutsche Fassung EN ISO 50001:2011.
- [39] Bundesumweltamt (Hrsg.): Grüne Produkte in Deutschland, Status Quo und Trend. April 2013, Dessau.
- [40] Europäische Kommission, Webseite zur Förderung eines Marktes für Grüne Produkte (single market for green products) URL: http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/organisation_footprint.htm [18.12.2013]