

**Zeitschrift:** Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal = Journal forestier suisse

**Herausgeber:** Schweizerischer Forstverein

**Band:** 150 (1999)

**Heft:** 3

**Artikel:** Materialprofile von Holzerntesystemen als Ausgangspunkt für Ökoinventare

**Autor:** Knechtle, Norbert

**DOI:** <https://doi.org/10.5169/seals-1098411>

### **Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

### **Conditions d'utilisation**

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

### **Terms of use**

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

**Download PDF:** 14.04.2026

**ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>**

# Materialprofile von Holzerntesystemen als Ausgangspunkt für Ökoinventare<sup>1</sup>

NORBERT KNECHTLE

*Keywords:* Eco-efficiency; life cycle assessment; life cycle inventory; material profiles; timber harvesting (TH) systems. FDK 3 : UDK 504.064.2.003.3

*Abstract:* A Life Cycle Assessment (LCA), based on life cycle inventories, is proposed to evaluate the eco-efficiency of timber harvesting systems. A comparison is made between timber harvesting productivity and the consumption of environment during the different stages of timber harvesting.

*Abstract:* Zur Beurteilung der Ökoeffizienz von Holzerntesystemen wird eine Lebenszyklusbewertung vorgeschlagen, die auf Ökoinventaren beruht. Verglichen werden die Produktivität der Holzernte und ihr Umweltverbrauch in den verschiedenen Phasen.

## 1. Einleitung

Die Steigerung der Ökoeffizienz gilt seit dem Rio-Prozess als globales Ziel. Es geht darum, die Umweltauswirkungen und den Einsatz von Ressourcen zu minimieren. Die Beseitigung negativer Wirkungen auf die Umwelt im Nachhinein – bekannt als «End-of-Pipe-Technologie» – hat als Ansatz ausgedient (SCHMIDT-BLEEK, 1994). Es gilt, auf der Inputseite anzusetzen und damit negative Wirkungen auf die Umwelt gar nicht erst entstehen zu lassen (HEINIMANN, 1996a, 1996b). Gemäss einer Umfrage von McKinsey & Company (JACKSON, 1997) unter mehreren hundert Führungskräften in der ganzen Welt haben zwar 92 Prozent die Umwelt den drei prioritären Managementthemen zugeordnet, aber lediglich 37 Prozent erachten die Umweltzielsetzungen im täglichen Firmengeschäft als «gut umgesetzt». Aus der Tatsache, dass zwischen Problemerkennung bzw. Managementabsichten und Umsetzung der Massnahmen eine Differenz herrscht, lässt sich ein Handlungsbedarf ableiten. Dieser Handlungsbedarf gilt auch für die Forstbranche, die sich als umweltbewusst und nachhaltig gibt, aber nicht alle Aussagen mit Fakten belegen kann. Für die der forstlichen Produktion nachgeschalteten Holzverarbeitungsstufen existieren bereits ökologische Bewertungen von Produkten, die unter anderem an der Eidgenössischen Materialprüfungsanstalt (EMPA) durchgeführt wurden. Der Schritt «Bereitstellung des Rohholzes» ist in diesen Bewertungen zwar enthalten, allerdings ist die forstwirtschaftliche Produktion im Wald pauschal einbezogen.

Ziel des Beitrages ist es, die Bereitstellung des Rohstoffes Holz und die damit zusammenhängende Umweltbeeinflussung genauer zu erfassen. Die Ergebnisse können zur ökologischen Optimierung der Rohholzproduktion verwendet werden. Der vorliegende Beitrag beschränkt sich auf den Prozessschritt «Rohholzbereitstellung», im speziellen auf die Holzernte, und will die erste Stufe der Wertschöpfungskette ins Zentrum stellen. Er stellt einen methodischen Ansatz zur ökologischen Beurteilung der Holzernte vor und erläutert die Stellung der entwickelten Methodik im Rahmen der Lebenszyklusbewertung<sup>2</sup>. Erste Resultate ermöglichen Folgerungen für das weitere Vorgehen.

## 2. Methodik

### 2.1 Einordnung in die Methodik Life Cycle Assessment (LCA) nach ISO 14040

Für die Beurteilung verschiedener Verfahren und Produkte steht eine Standardmethode nach ISO 14040 (ISO, 1997) zur Verfügung. Die Methode wird als Life Cycle Assessment (LCA, vgl. dazu z.B. VIGNON/HARRISON, 1994, oder CURRAN/YOUNG,

1996) bezeichnet. Die Ökobilanz ist eine Methode zur Abschätzung der mit einem Produkt<sup>3</sup> verbundenen Umweltaspekte (ISO, 1997). Eine LCA lässt sich grob in vier Vorgehensschritte unterteilen (ISO, 1997): (1) Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, (2) Sachbilanz, (3) Wirkungsabschätzung und (4) Auswertung (vgl. *Abbildung 1*). Die allgemeine Methodik der LCA kann auf die forstwirtschaftlichen Produktionsprozesse wie beispielsweise die Holzernte übertragen werden.

Eine LCA beruht auf einem Lebenszyklus-Modell. Lebenszyklusanalysen haben die Eigenschaft, dass sie das Produkt «von der Wiege bis zur Bahre» erfassen. Zur Systemabgrenzung (Schritt 1 nach ISO) werden die für ein Produkt massgebenden Produktionsprozesse erfasst und beschrieben (vgl. Kapitel 2.2). Die Grundlagendaten werden in einer Sachbilanz (=Ökoinventar; Schritt 2 nach ISO) gesammelt. Diese bilden die Basis für die Folgeschritte Wirkungsabschätzung und Auswertung (Schritte 3 und 4 nach ISO). Auf die verschiedenen existierenden Methoden der Wirkungsabschätzung (*impact assessment*) geht der Beitrag nur kurz ein, da sich das *impact assessment* praktisch zu einer eigenen Disziplin entwickelt hat (vgl. HOFSTETTER/TIETJE, 1998).

Für ein Produkt-Ökoinventar «Rohholz» sind drei Schritte notwendig:

- *Materialprofile* (siehe Kapitel 2.4) machen eine Aussage über den Verbrauch an Werk- und Energiestoffen (inklusive an die Energiestoffe gekoppelte Emissionen) pro produktive Stunde.
- *Basisdaten* – beispielsweise die Ökoinventare von Energiesystemen (SUTER/FRISCHKNECHT, 1996) – ermöglichen die Bestimmung der ökologischen Rucksäcke<sup>4</sup> der einzelnen Werk- und Energiestoffe. Durch die Verknüpfung von Basisdaten mit Energie- und Werkstoffverbräuchen entsteht ein Ökoinventar auf der Ebene Elementarstoffe.
- *Zeitverbrauchsmodelle* gestatten die Umlagerung des Umweltverbrauchs pro produktive Systemzeit auf die Produkte, in diesem Fall auf verschiedene Halbfabrikate «Rohholz».

*Abbildung 1* illustriert die drei hauptsächlichen Komponenten einer LCA (CURRAN/YOUNG, 1996): die Dimension «Lebensphasen», die «Wirkungsdimensionen» und die «Bewertung».

<sup>1</sup> Nach einem Vortrag, gehalten am 2. Februar 1998 im Rahmen der Montagskolloquien der Abteilung für Forstwissenschaften der ETH Zürich.

<sup>2</sup> Der englische Begriff «Life Cycle Assessment» (LCA) wird im Deutschen meist etwas ungenau mit Ökobilanz übersetzt. Die wörtliche Übersetzung «Lebenszyklusbewertung» wird ebenfalls verwendet.

<sup>3</sup> Der Begriff Produkt schliesst Dienstleistungen ein.

<sup>4</sup> Mit ökologischem Rucksack eines Produktes bezeichnet man die Summe aller durch das Produkt – hier durch Werk- und Energiestoffe – auf dem ganzen Lebenszyklus hervorgerufenen Umweltauswirkungen.

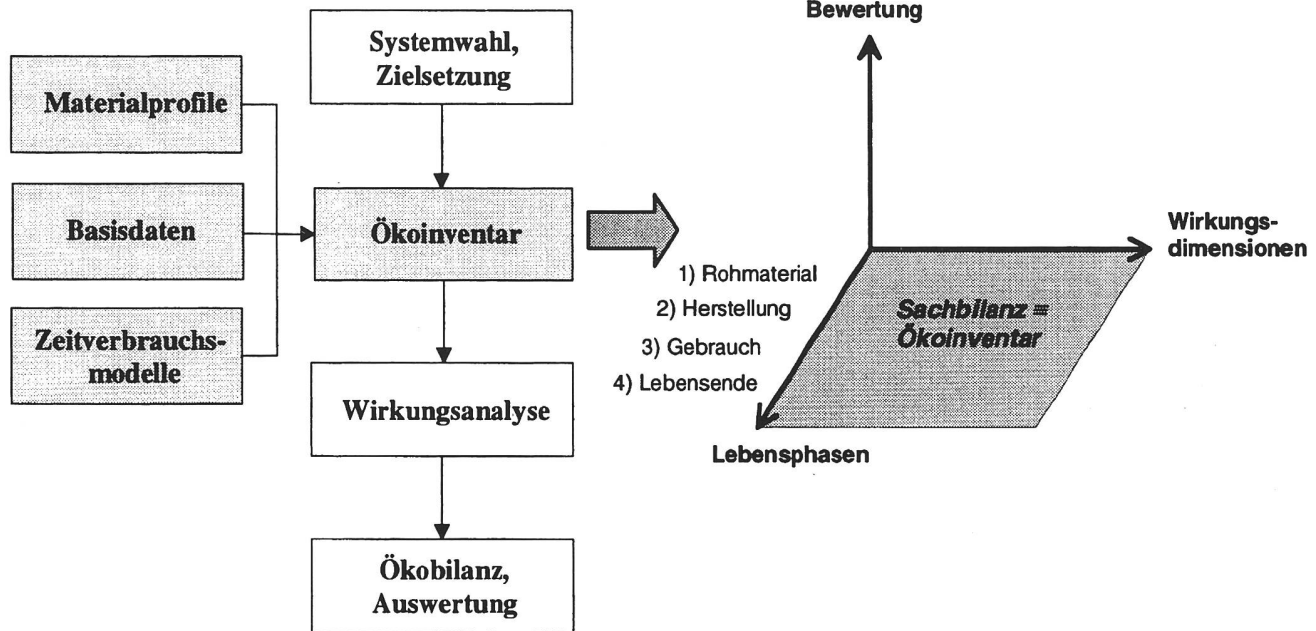


Abbildung 1: Einordnung von Materialprofilen in die LCA-Methodik.

Bei der Erstellung von Ökoinventaren konzentriert man sich auf «Lebensphasen» und «Wirkungsdimensionen» – auf die Ebene Sachbilanz. Meist wird von vier Lebensphasen ausgegangen: Rohmaterial, Herstellung, Gebrauch und Lebensende. Unter Wirkungsdimensionen werden die Einwirkungen (*impacts*) der Produkte auf die Umwelt in Form von Emissionen oder Ressourcenverbrauch verstanden. Mit der Erfassung der verschiedenen Einwirkungen entlang der Lebensphasen ist das Ökoinventar abgeschlossen.

Anhand der Einwirkung CO<sub>2</sub> und der Bewertungsmethode EcoIndicator (GOEDKOOP, 1995) soll der Folgeschritt Wirkungsabschätzung kurz erklärt werden. Die *Wirkungsabschätzung* wird meist in drei Teilschritte unterteilt: Klassifizierung, Charakterisierung, und Normalisierung.

Der Schritt *Klassifizierung* umfasst die Einteilung der Einwirkungen (*impacts*) nach Auswirkungen (*effects*), die sie gegenüber definierten Schutzobjekten ausüben. In der neuesten Konzeption des EcoIndicator (GOEDKOOP in: HOFSTETTER/TIETJE, 1998) sind drei Schutzobjekte vorgesehen: *Ressourcen*, *Ökosystem-Gesundheit* und *menschliche Gesundheit*. Die Substanzen CO<sub>2</sub> und Methan beispielsweise werden beide der Klasse Treibhauseffekt (*greenhouse effect*) und dem Schutzobjekt *menschliche Gesundheit* zugeordnet.

Um verschiedene Substanzen mit gleicher Auswirkung vergleichen zu können, werden sie im Schritt *Charakterisierung* einem einheitlichen Massstab zugeordnet. Dazu werden sie entsprechend ihrer Wirkung gewichtet. Der EcoIndicator95 verwendet neun Wirkungskategorien. Die Klasse Treibhauseffekt (*greenhouse effect*) wird mit der Einheit GWP (*global warming potential*) ausgedrückt. Referenzsubstanz für GWP ist CO<sub>2</sub>; GWP hat deshalb die Dimension [kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent]. Methan hat zum Beispiel eine 21mal grössere Treibhauswirkung als CO<sub>2</sub>.

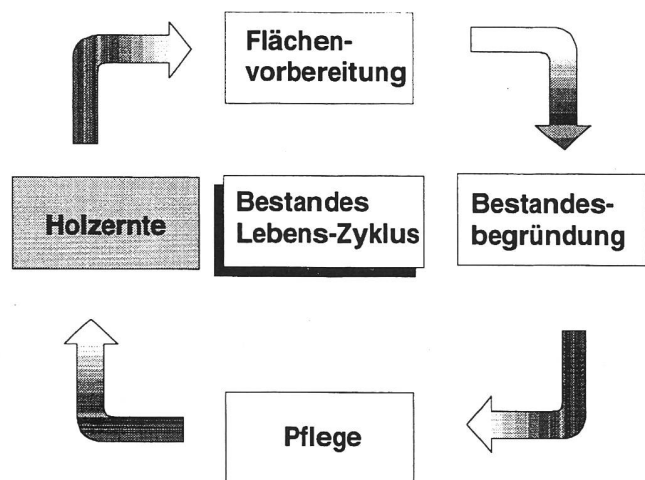
*Normalisierung*: Die charakterisierten Auswirkungswerte werden normalisiert. Dazu werden die Umweltauswirkungen des Untersuchungsgegenstandes in bezug gesetzt zu den gesamten Umweltauswirkungen einer Region (z. B. Europas oder der Schweiz). Dieser Schritt ist im Rahmen der LCA freiwillig (SCHALTEGGER/KUBAT, 1995). Die Klasse Treibhauseffekt wird im EcoIndicator95 mit dem Faktor 2,5 gewichtet, die Klasse Ozonschichtabbau beispielsweise mit dem Faktor 100.

Resultat ist ein Werteprofil bestehend aus verschiedenen Auswirkungsklassen, gruppiert nach den Wertobjekten *Ressourcen*, *Ökosystem-Gesundheit* und *menschliche Gesundheit*.

In der *Auswertung* (Schritt 4 nach ISO 1997) werden die Resultate der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung entsprechend dem festgelegten Ziel zusammengefasst und interpretiert. Es werden Folgerungen und Empfehlungen formuliert.

## 2.2 Systemabgrenzung: Produktionsprozesse als Ausgangspunkt

Bei der Erstellung einer LCA bildet die Wertschöpfungskette Startpunkt und Abgrenzung. Im Vergleich dazu wird bei einer regionalen Stoffbilanzierung (BACCINI/BADER, 1996) die Abgrenzung räumlich – meist entlang von Wasserscheiden (biophysisches Prinzip) – vorgenommen.



### Technische Produktionssysteme

Abbildung 2: Die Holzernte als Teil eines Bestandeslebenszyklus. Der Bestandeslebenszyklus lässt sich in vier technische Produktionssysteme unterteilen: Flächenvorbereitung, Bestandesbegründung, Pflege und Holzernte (nach HEINIMANN, 1998a, b).

Nimmt man die Wertschöpfungskette als Ausgangspunkt für eine LCA, lassen sich für Holzprodukte zwei verschiedene Arten von Produktionssystemen unterscheiden: natürliche Produktionssysteme und technische Produktionssysteme.

Der vorliegende Beitrag behandelt technische Produktionssysteme der Rohholzbereitstellung, im speziellen die Holzernte (vgl. *Abbildung 2*). Dies ohne zu vergessen, dass ein «Von-der-Wiege-bis-zur-Bahre» Ansatz, d.h. der Einbezug der gesamten Holzverarbeitungskette, Fernziel bleiben muss. Um ein Produkt – in diesem Fall verschiedene Halbfabrikate Rohholz – bilanzieren zu können, müssen die zur Produktherstellung notwendigen Prozesse bekannt sein. Im gesamten Produktionsablauf des Rohholzes stellt die Holzernte einen Ausschnitt dar. Holzerntesysteme lassen sich mit Strukturmodellen beschreiben, die alle Vorgänge erfassen, die von der *Bestimmung des ausscheidenden Baumes* bis zu seiner *Lagerung an der LKW-Strasse* ablaufen (vgl. *Abbildung 5*).

### 2.3 Ökoinventare

#### Grundlagendaten

Das Nachschlagewerk Ökoinventare von Energiesystemen (SUTER/FRISCHKNECHT, 1996) ist ein umfangreiches Grundlagenwerk, in welchem verschiedene Energiebereitstellungsprozesse auf der Basis 1 Terajoule Nutzenergie, aber auch verschiedene Werk- und Energiestoffe detailliert beschrieben sind. Eine Menge von mehr als 600 Parametern, aufgeteilt in die fünf Kategorien *nicht-erneuerbare Ressourcen*, *erneuerbare Ressourcen*, *Emissionen Luft*, *Emissionen Wasser* und *Emissionen Boden*, gibt Auskunft über den Umweltverbrauch und die Emissionen in die Umwelt. Man kann den Inhalt dieser ca. 600 Parameter als ökologischen Rucksack (Begriff in SCHMIDT-BLEEK, 1994) der beschriebenen Energie- und Werkstoffe bezeichnen.

#### Modell Ökoeffizienz von Holzernte-Systemen

DESIMONE/POPOFF (1997) definieren den Begriff Ökoeffizienz wie folgt: «Der Begriff «Ökoeffizienz» beschreibt wirtschaft-

liche Aktivitäten, die ökonomischen Wert schaffen, währenddem sie gleichzeitig die ökologischen Auswirkungen und den Ressourcenverbrauch reduzieren.» Ein allgemeines Modell zur Bestimmung des Umweltverbrauchs pro produzierte Menge im entsprechenden Produktionssystem setzt sich aus zwei Teilen zusammen: (1) dem Prozessmodell ausgedrückt im Zeitverbrauch pro Mengeneinheit und (2) dem Umweltverbrauchsmodell, ausgedrückt beispielsweise im Energieverbrauch pro Zeiteinheit. Ausgehend von diesen zwei Teilen kann die Ökoeffizienz im Umweltverbrauch pro Mengeneinheit ausgedrückt werden (im Beispiel *Abbildung 3* als Energieverbrauch).

Die Komponente «Zeitverbrauch» wird mit Produktivitätsmodellen hergeleitet. Die Skizze in *Abbildung 3* – Zeitverbrauch [PSH/m<sup>3</sup>] in Abhängigkeit des mittleren Stückvolumens [m<sup>3</sup>] – gibt das bekannte «Stück-Volumen-Prinzip» wieder. Die Komponente «Umweltverbrauch» muss entwickelt werden, wofür Materialprofile erhoben werden.

### 2.4 Begriffliche Abgrenzung: Materialprofil

Materialprofile sind wie folgt charakterisiert:

- sie sind das Ergebnis einer *Input-Output-Analyse*;
- Objekt der Input-Output-Analyse ist ein *technisches System*;
- sie erfassen *Energie- und Werkstoffflüsse*;
- man orientiert sich bei der Betrachtung an den *Systemlebensphasen* Rohmaterial (*raw material*), Herstellung (*manufacturing*), Gebrauch (*use*), und Lebensende (*end of life*).

Ein Materialprofil macht somit eine Aussage über die Menge verbrauchter Energie- und Werkstoffe pro Lebensphase. Um diesen Verbrauch auf die produktive Systemstunde PSH umzulegen, müssen Annahmen über die Lebensdauer des Systems getroffen werden. Das Resultat ist folglich eine Aussage über den Ver-

<b>Prozessmodell</b>		<b>Umweltverbrauchsmodell</b>
$\frac{\text{Zeitverbrauch}}{\text{Mengeneinheit}} = f(p_1, p_2 \dots)$		$\frac{\text{Umweltverbrauch}}{\text{Zeiteinheit}} = f(\delta_1, \delta_2 \dots)$
[PSH/m <sup>3</sup> ]	•	Bsp. Indikator Energie: [MJ/PSH]

$\frac{\text{Umweltverbrauch}}{\text{Mengeneinheit}}$
Beispiel: „Energieeffizienz“
[MJ/m <sup>3</sup> ]

*Abbildung 3:* Modell zur Quantifizierung von «Ökoeffizienz». Die Ökoeffizienz wird mehrdimensional, im vorliegenden Beispiel anhand des Indikators «Energie» für das Produkt «Rohholz an der Lkw-befahrbaren Strasse» [m<sup>3</sup>] bestimmt. Darstellung in Anlehnung an HEINIMANN (1995). PSH = produktive Systemstunde; MJ = Megajoule

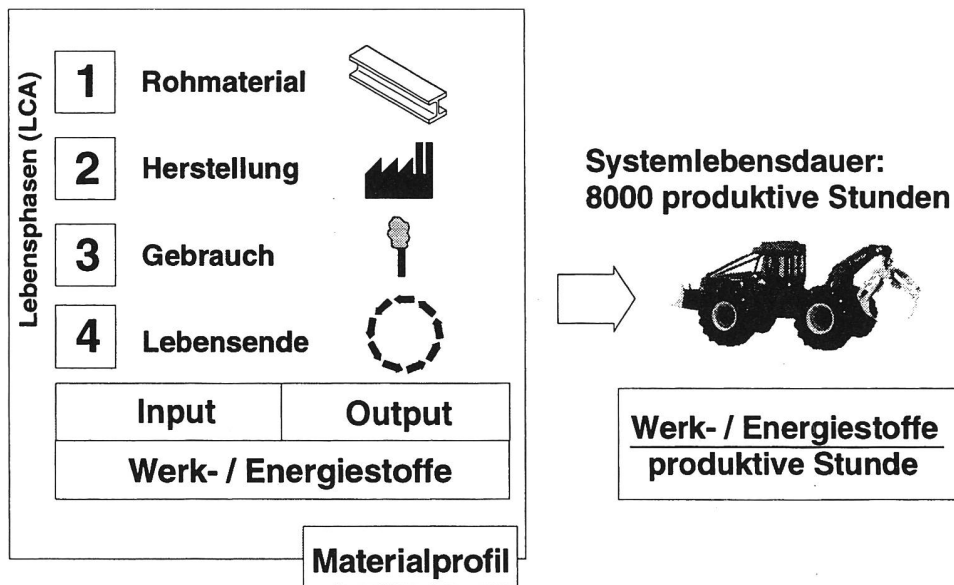


Abbildung 4: Begriffliche Abgrenzung «Materialprofil».

brauch an Energie- und Werkstoffen pro Zeiteinheit (vgl. *Abbildung 4*).

### 3. Beispiel eines Materialprofils

#### 3.1 Modellkomponenten

Strukturmodelle dienen der exakten Beschreibung von Prozessketten. *Abbildung 5* zeigt ein motormanuelles Holzerteverfahren (vgl. HEINIMANN, 1995). Die Systemgrenzen sind zum Aushieb bestimmte Bäume und Rohholz gelagert an LKW-fahrbarer Strasse. Das beschriebene System besteht aus drei Teilsystemen: (1) Baumbearbeitung motormanuell, (2) Gelände-

transport mit Schlepper und (3) motormanuelles Einschneiden (Sortimenttrennschnitte). Teilsystem 1 und 3 werden für die Berechnungen zusammengefasst. Für die nachfolgenden Berechnungen werden demzufolge zwei Teilsysteme betrachtet (vgl. *Abbildung 6*): Baumbearbeitung (Fällen/Zufallbringen, Entasten/Einschneiden) und Transport im Gelände (Vorrücken, Rücken).

Für die beiden Teilsysteme werden Zeitverbrauch und Umweltverbrauch bestimmt. Die Kombination von Zeitverbrauch (Z), Umweltverbrauch (dargestellt als Materialprofile M) mit den Basisdaten (SUTER/FRISCHKNECHT *et al.*, 1996) erlaubt die Erstellung eines Ökoinventars für das Produkt «Rohholz» hergestellt mit diesem spezifischen Holzerteverfahren.

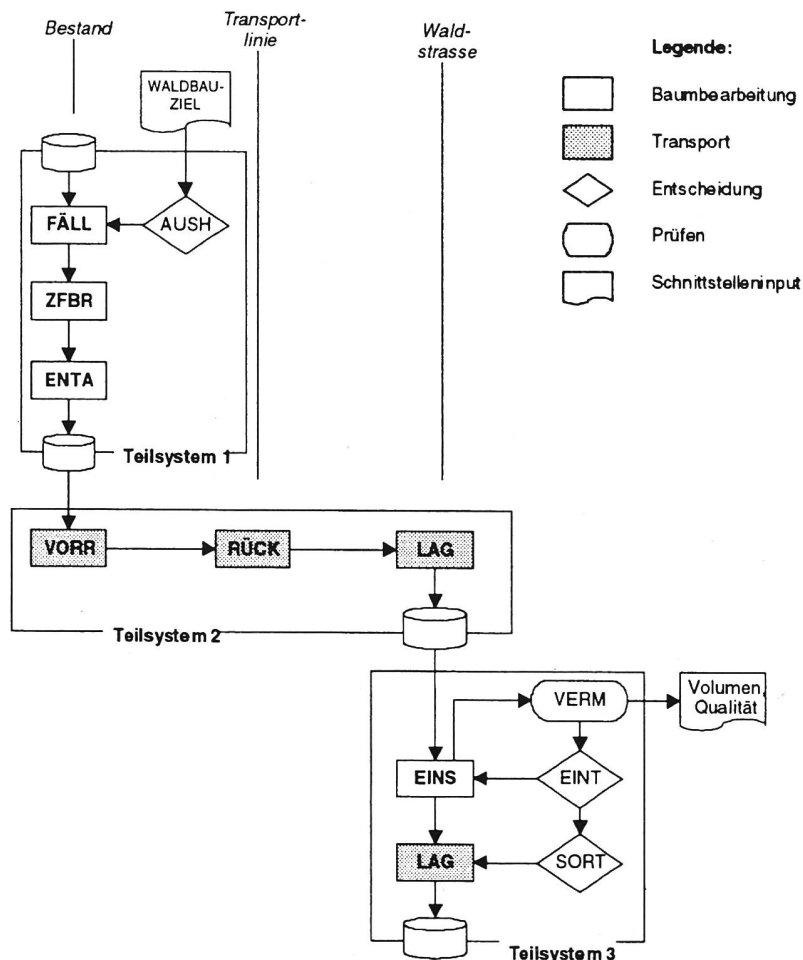


Abbildung 5: Strukturmodell eines motormanuellen Holzerteverfahrens. Darstellung nach HEINIMANN (1995), abgeändert.

fäll = fällen; zfbr = zu Fall bringen; enta = entasten; vorr = vorrücken; rück = rücken; lag = lagern; eins = einschneiden; aush = Aushieb bestimmen; verm = vermessen; eint = einteilen; sort = sortieren.

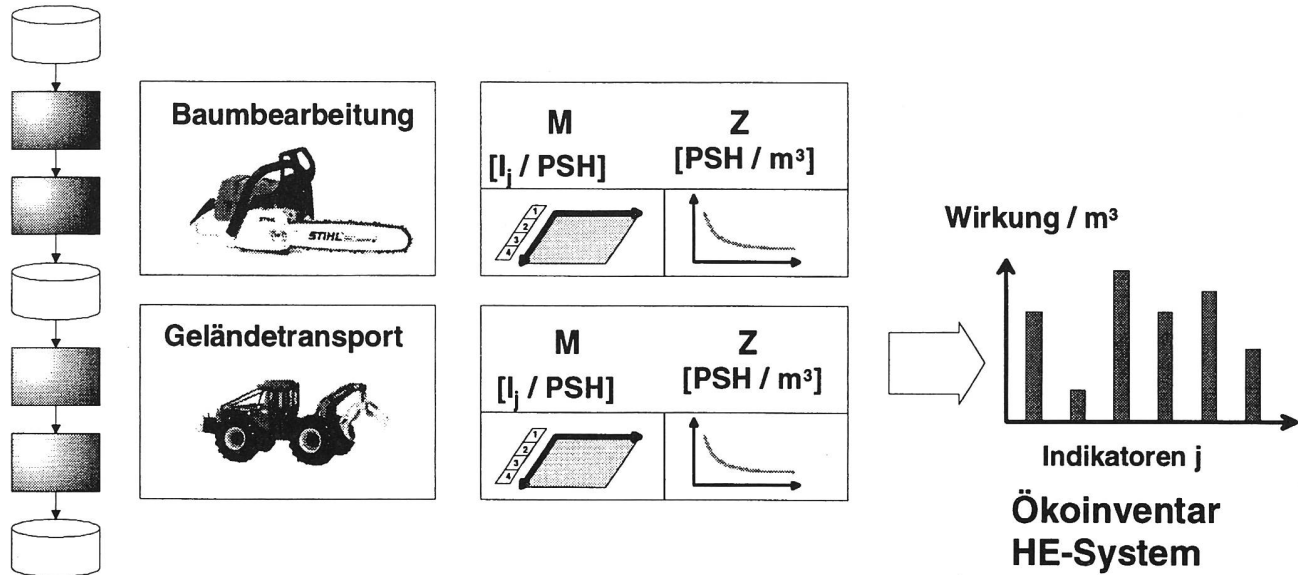


Abbildung 6: Materialprofile von Holzertesystem anhand eines ausgewählten Verfahrens. M = Materialprofil; Z = Zeitverbrauchsmodell; Ij = j-ter Umweltverbrauchsindikator. Im vorliegenden Bericht wird nur ein Umweltindikator (Energie) zur Bewertung herangezogen.

### 3.2 Erste Ergebnisse

Abbildung 7 bezieht sich auf das in Abbildung 6 vorgestellte motormanuelle Holzertesverfahren und das dazu notwendige System. Um abzuschätzen, welche Komponenten der erstellten Materialprofile besonders wichtig sind, wurde eine vereinfachte LCA für das beschriebene Verfahren durchgeführt (KNECHTLE, 1997). Die Vereinfachung besteht darin, dass anstelle einer vollständigen Bewertung mittels verschiedener umweltrelevanter Indikatoren lediglich ein Indikator zur Bewertung herangezogen wurde, im vorliegenden Fall die Energie. Die Energie (Bereitstellungsenergie bzw. Primärenergie) wurde mit Hilfe der Ecoinvent-Daten (SUTER/FRISCHKENCHT, 1996) hergeleitet. Die Verbrennungsenergie der Treibstoffe Diesel und 2-Takt-Gemisch wurde ebenfalls miteinbezogen.

Die Berechnung ergab für die Grundannahmen einen Energieverbrauch von 110 MJ/m<sup>3</sup> (KNECHTLE, 1997). Dies entspricht ca. 2,4 kg oder 2,9 l Dieseläquivalenten, bei der Annahme eines Diesel-Energieinhalts von ca. 46 MJ/kg. Vergleicht man die errechneten Werte mit Angaben von FRÜHWALD et al. (1996), sind die hier vorliegenden Werte um

einen Faktor 2 höher. Eine Erklärung kann der grosse Einfluss der Produktivität sein, der sich bei der Sensitivitätsanalyse ergeben hat (Abbildung 7). Die Produktivität kann in Abhängigkeit des mittleren Stückvolumens um etwa einen Faktor 3 bis 4 schwanken.

Die als unsicher erachteten Eingangsgrößen der Berechnung wurden auf ihre Sensitivität getestet (vgl. Abbildung 7). Auf der Seite «Zeitverbrauch» ist es die Produktivität (bzw. Zeitverbrauch pro m<sup>3</sup>), auf der Seite «Umweltverbrauch» sind es die Lebensdauer der technischen Systeme, der Legierungsgrad des Stahlanteils, der Reparaturaufwand und der Treibstoffverbrauch.

Der Treibstoffverbrauch [l/PSH] und die Produktivität [m<sup>3</sup>/PSH] (bzw. der Zeitverbrauch pro m<sup>3</sup>) haben den grössten Einfluss auf den Gesamtenergieverbrauch. Bei Veränderung der Maschinen-Lebensdauer [PMH] reagiert der Energieverbrauch empfindlich, wenn die vom Hersteller vorgesehene Lebensdauer nicht voll ausgeschöpft wird. Der Legierungsgrad des verwendeten Stahls (Hauptwerkstoff der Maschinen) und der Reparaturaufwand haben nur einen geringen Einfluss. Aus der Sensitivitätsanalyse ergibt sich weiter, dass die Systemlebensphase «Gebrauch» – repräsentiert vor allem durch den

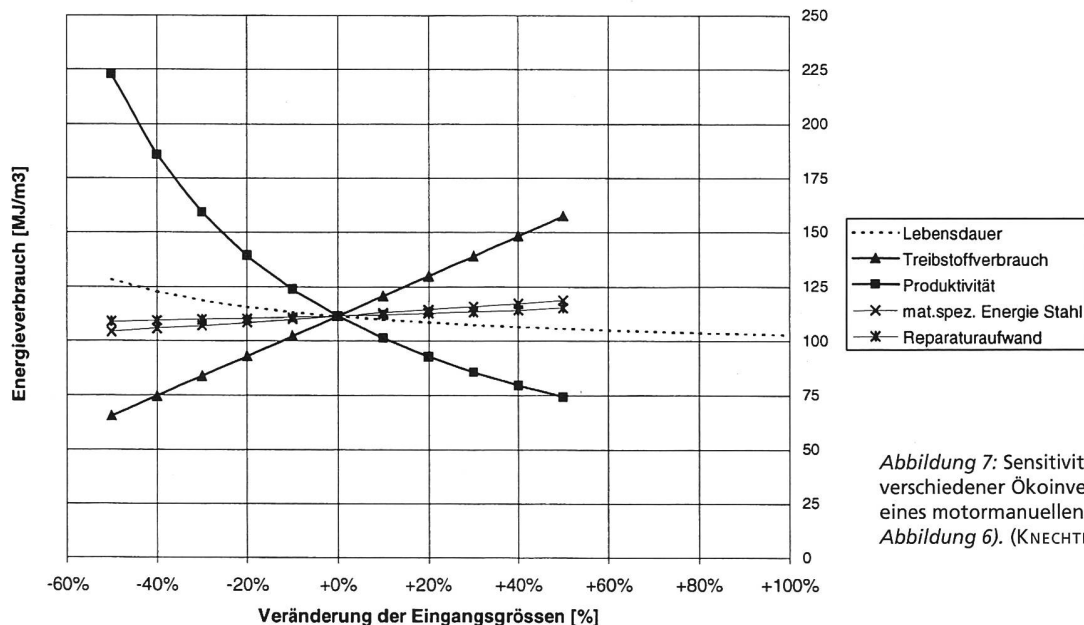


Abbildung 7: Sensitivitätsanalyse bezüglich verschiedener Ökoinventar-Parameter eines motormanuellen Verfahrens (gemäss Abbildung 6). (KNECHTLE, 1997).

Treibstoffverbrauch – besonders bedeutsam ist. Die Umweltbeeinträchtigung in der Phase «Gebrauch» wird auch etwa mit Prozess-Umweltverbrauch umschrieben. Der Prozess-Umweltverbrauch macht gemäss den vorliegenden Untersuchungen ca. 90% des gesamten Umweltverbrauchs aus. Diese Erkenntnis deckt sich mit den Ergebnissen aus der Autoindustrie: bei der Bilanzierung eines VW Golf entfallen ebenfalls 80% des Primärenergieverbrauches auf die Gebrauchsphase (SCHWEIMER/SCHUCKERT, 1996).

## 4. Folgerungen

Der Beitrag ging von der Frage aus, wie die ökologischen Wirkungen der Holzerte quantifiziert werden können. Aus den ersten Ergebnissen (KNECHTLE, 1997) – ökologische Beurteilung der Holzerte anhand des Indikators Energie – konnten folgende Folgerungen hergeleitet werden:

Methodische Folgerungen:

- Die Materialprofile sollen sich auf Teilsysteme beziehen. Im Falle der Holzerte sind dies Baumbearbeitung und Transport im Gelände.
- Ecoinvent (SUTER/FRISCHKNECHT, 1996) stellt eine gute Grundlage dar, um die ökologischen Rucksäcke von Material- und Energiestoffen zu bestimmen.
- Prozessmodelle müssen verwendet werden, um die Produktivität bzw. den Zeitverbrauch der Produktionsvorgänge vorauszusagen. Die Produktivität variiert mit änderndem mittlerem Stückvolumen um einen Faktor 3 bis 4.
- Die Sachbilanzdaten reagieren besonders empfindlich auf die Erhebung der Produktivität und die Bestimmung des Umweltverbrauchs in der Phase «Gebrauch».
- Eine reine Bilanzierung mit fixen Annahmen genügt nicht. Eine dynamische Modellierung ist notwendig. Der grosse Einfluss der Produktivität auf den Verbrauch pro m<sup>3</sup> spricht für eine genaue Berücksichtigung jener Einflussgrössen, welche die Produktivität bestimmen. Da die Produktivität von vielen bestandes-, geländeabhängigen und verfahrensspezifischen Einflussfaktoren abhängig ist, bietet sich eine dynamische Betrachtung des Modells an.

Praktische Folgerungen:

Die Produktivität der Holzertevorgänge spielt bei der Bestimmung des Umweltverbrauchs pro Volumeneinheit Rohholz eine entscheidende Rolle. In der Steigerung der Produktivität steckt auch ein ökologisches Rationalisierungspotential; d.h. dass die Steigerung der Produktivität durch verfahrenstechnische Optimierungen auch günstige Auswirkungen auf die Umwelt hat. Einsparungen beim Verbrauch in der Phase «Gebrauch» (vor allem Treibstoff), beispielsweise durch verbessertes Motormanagement, durch gewissenhafte Wartung oder durch technische Innovationen bieten sich als erster Ansatzpunkt für ökologische Verbesserungen an. Da die Produktivität stark vom bearbeiteten mittleren Stückvolumen abhängt – in der vorliegenden Untersuchung variiert die Produktivität in Abhängigkeit des Stückvolumens um einen Faktor 3 bis 4 – ist die Starkholzproduktion aus ökologischer Sicht vorteilhaft. Die schweizerischen Verhältnisse bieten in diesem Bereich gegenüber den skandinavischen gute Voraussetzungen. Diese Folgerungen eignen sich für die Umsetzung im Forstbetrieb.

Weitere Arbeiten sind nötig. Stehen die Grundlagen in Form eines Ökoinventars für verschiedene Rohholzarten zur Verfügung, kann der Schritt der Bewertung ausgebaut werden. Es ist auch notwendig, die verschiedenen technischen Systeme mit verschiedenen Nutzungsstrategien zu kombinieren. Im Zusammenhang mit Zertifizierung und der dazu notwendigen Entwicklung von messbaren Standards kommt die Methode der Lebenszyklusbewertung ebenfalls in Frage.

## Zusammenfassung

Am Beispiel eines motormanuellen Holzertesystems wird gezeigt, wie die Holzerte in eine Lebenszyklusbewertung (LCA) integriert und damit ökologisch beurteilt werden kann. Voraussetzung für eine solche Beurteilung sind Grundlagendaten in Form eines Ökoinventars. Wichtige Elemente zur Erstellung eines Ökoinventars sind Materialprofile und Prozessmodell. Diese beiden Teile werden in Form eines Modells Ökoeffizienz von Holzertesystemen vorgestellt. Erste Berechnungen zeigen die Bedeutung der Produktivität der Holzertevorgänge auf und geben Anhaltspunkte, in welcher Lebensphase der massgebende Umweltverbrauch verursacht wird. Einige methodische und praktische Folgerungen und ein Ausblick schliessen den Beitrag ab.

## Résumé

### Les profils des matériaux des systèmes de récolte du bois comme base d'éco-inventaire

Cet article montre à l'aide d'un exemple dans quelle mesure la récolte du bois peut être intégrée dans une analyse de cycle de vie (LCA) et évaluée du point de vue de l'écologie. La condition préalable d'une telle analyse sont des données de base présentées sous forme d'un éco-inventaire. Les éléments de base d'un éco-inventaire sont les profils des matériaux et les modèles des processus. Ces deux éléments sont présentés sous la forme d'un modèle d'éco-efficience des systèmes de récolte du bois. Les recherches effectuées montrent l'importance de la productivité des différents processus de récolte du bois. Ces recherches donnent aussi des indications au sujet des émissions et de l'utilisation des ressources naturelles à un stade donné du cycle de vie. L'article conclut avec des informations orientées vers la pratique.

Traduction: EDUARD BURLET

## Summary

### Material Profiles of Timber-Harvesting Systems as a Basis for Life Cycle Inventories

The example of a timber-harvesting system demonstrates how timber-harvesting can be integrated into a life cycle assessment (LCA) and thereby ecologically evaluated. First step to an ecological evaluation is a life cycle inventory. Material profiles and process models are important elements of a life cycle inventory. Those two parts are presented as a model «eco-efficiency of timber-harvesting systems». The calculations made show the ecological importance of the productivity of timber harvesting processes. The calculations also indicate in which stage of the life cycle the relevant consumption of environment takes place. Some conclusions to methodology and practice are given.

Translation: NORBERT KNECHTLE

## Literatur

- BACCINI, P.; BADER, H.-P. (1996): Regionaler Stoffhaushalt: Erfassung, Bewertung und Steuerung. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin, Oxford. 420 S.
- CURRAN, M. A.; YOUNG S. (1996): Report from the EPA Conference on Streamlining LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment: Int. J. LCA 1 (1), 1996: 57–60. ecomed publishers.
- DESIMONE, L.; POPOFF, F. (1997): Eco-Efficiency: The Business Link to Sustainable Development. MIT Press, Cambridge, Mass., 264 pp.

- FRÜHWALD, A.; WEGENER, G.; SCHARAI-RAD, M.; ZIMMER, B.; HASCH, J. (1996): Grundlagen für Ökopprofile und Ökobilanzen in der Forst- und Holzwirtschaft. Abschlussbericht DGfH/FAF. München, Bonn, 1996.
- GOEDKOOOP, M. (1995): The Eco-Indicator 95: Weighting Method for Environment Effects that Damage Ecosystems or Human Health on a European Scale; Contains 100 Indicators for Important Materials and Processes. Final Report. NOH- (National Reuse of Waste Research Programme) Study. Novem (Netherlands Agency for Energy and the Environment), Rivm (National Institute of Public Health and Environmental Protection), Pré Consults. Amersfoort, the Netherlands.
- HEINIMANN, H.-R. (1998a): Ökobilanzierung von forstlichen Produktionssystemen – Beziehungen zu Umweltmanagementsystemen und Übersicht über das methodische Konzept. Schweiz. Z. Forstwes., 150 (1999) 3: 73–80.
- HEINIMANN, H.-R. (1998b): Vorlesungsunterlagen zu Ausgewählte Kapitel (AK) Forstliches Ingenieurwesen. Professur Forstliches Ingenieurwesen, ETH Zürich.
- HEINIMANN, H.-R. (1996a): Nachhaltige Entwicklung – Herausforderung und Lösungsansätze für die Ebenen Forstbetrieb und Forsttechnik. Schweiz. Z. Forstwes., 147 (1996) 11: 859–871.
- HEINIMANN, H.-R. (1996b): Umweltverträgliche Forsttechnik als Voraussetzung für naturnahe Waldwirtschaft. Forst und Holz, 51, 9: 299–310.
- HEINIMANN, H.-R. (1995): Ausgewählte Kapitel (AK) Forstliches Ingenieurwesen. Professur Forstliches Ingenieurwesen. ETH Zürich. WS 1995/96.
- HOFSTETTER, P.; TIETJE, O. (Hrsg.) (1998): Ökobilanz-Bewertungsmethoden: State-of-the-art, Neuentwicklungen 1998, Perspektiven. Nachbearbeitung des 6. Diskussionsforums Ökobilanzen vom 12. März 1998. ETH Zürich, Institut für Energietechnik. Zürich.
- ISO 1997: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and framework. Draft International Standard (DIS 14040). International Standards Organization (ISO), Genf.
- JACKSON, S. L. (1997): The ISO 14001 Implementation Guide: Creating an Integrated Management System. Wiley, New York.
- KNECHTLE, N. (1997): Materialprofile von Holzertesystemen – Analyse ausgewählter Beispiele als Grundlage für ein forsttechnisches Ökoinventar. Diplomarbeit an der Professur Forstliches Ingenieurwesen, ETHZ. Unveröffentlicht.
- SCHALTEGGER, S.; KUBAT, R. (1995): Das Handwörterbuch der Ökobilanzierung: Begriffe und Definitionen (The glossary of LCA: terms and expressions). WWZ-Studie Nr. 45, 2. aktualisierte Auflage, Basel.
- SCHMIDT-BLEEK, F. (1994): Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS – Das Mass für ökologisches Wirtschaften. Birkhäuser Verlag, Berlin.
- SUTER, P.; FRISCHKNECHT, R. et al. (1996): Ökoinventare von Energiesystemen. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Herausgegeben vom Bundesamt für Energiewirtschaft (BEW) im Rahmen des Forschungsprogramms «Energie-wirtschaftliche Grundlagen». 3., überarbeitete Auflage. Hybrid-CD-Rom für MacOS und Windows.
- SCHWEIMER, G. W.; SCHUCKERT, M. (1996): Sachbilanz eines Golf. Volkswagen AG, Wolfsburg und IKP (Institut für Kunststoffprüfung, Ganzheitliche Bilanzierung), Universität Stuttgart. Wolfsburg, 1996.
- VIGNON, B.W.; HARRISON, C. L. et al. (1994): Life-Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles. U.S.E.P.A. Risk Reduction Engineering Laboratory. Lewis Publishers Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo.

Verfasser:

NORBERT KNECHTLE, dipl. Forsting. ETH, Professur Forstliches Ingenieurwesen der ETH Zürich, CH-8092 Zürich.