

Fachgebiet Technik im Gartenbau
Technische Universität München
Wissenschaftszentrum Weihenstephan

Dokumentation und Bewertung von Umweltwirkungen gartenbaulicher Produktionssysteme

Hagen R. Bauersachs

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät
Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt
der Technischen Universität München
zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der Agrarwissenschaften
genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. agr., Dr. agr. habil. Dieter Treutter
Prüfer der Dissertation: 1. Univ.-Prof. Dr. rer. hort., Dr. rer. hort. habil. Joachim Meyer
2. Univ.-Prof. Dr. agr., Dr. agr. habil. Hermann Auernhammer
3. Univ.-Prof. Dr. rer. hort., Dr. rer. hort. habil. Hans-Jürgen Tantau,
Universität Hannover

Die Dissertation wurde am 12.09.2005 bei der Technischen Universität München eingereicht
und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt
am 28.11.2005 angenommen.

Diese Arbeit wurde in der Zeit zwischen dem Frühjahr 2001 und dem Frühjahr 2005 im Fachgebiet Technik im Gartenbau am Wissenschaftszentrum für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München in Freising-Weihenstephan angefertigt.

Ganz besonders bedanken möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Meyer für die Annahme des Themas und für die Freiheiten bei der Umsetzung, die ganz maßgeblich zum Gelingen der vorliegenden Arbeit beigetragen haben. Daneben gilt mein Dank Herrn Prof. Dr. Auernhammer und Prof. Dr. Tantau für die Übernahme des Amtes des zweiten bzw. dritten Prüfers sowie Herrn Prof. Dr. Treutter für die Übernahme des Prüfungsvorsitzes.

Bei Herrn Dallinger und Herrn Dr. Stanzel möchte ich mich für die tatkräftige technische Unterstützung in der Anfangsphase meiner Promotion bedanken.

Danken möchte ich an dieser Stelle auch der Arbeitsgruppe um Prof. Dr. Auernhammer - neben Herrn Prof. Auernhammer hier im speziellen Herrn Dr. Schwenke und Herrn Ehrl - für die bereitgestellte IT-Infrastruktur, die eine wichtige Grundlage für die Arbeit bildete.

Mein Dank gilt in besonderem Maße Frau Dr. Heike Mempel, die das Projekt in der Anfangsphase begleitet hat und die ganz entscheidend Einfluss darauf hatte die Arbeit thematisch auf einen Weg zu bringen, der letztlich zum Ziel - der vorliegenden Arbeit - geführt hat.

Weiterer Dank gebührt den Damen aus dem Sekretariat Frau Vogel, Frau Schneider und Frau Vogt mit deren Hilfe es mir gelang auch die ein oder andere bürokratische Hürde zu meistern.

Für das Korrekturlesen und vor allem die notwendige moralische Unterstützung möchte ich mich bei meinem Großvater, meiner Mutter, meiner Schwester sowie meiner Freundin Ellen bedanken.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Problemstellung	13
2	Zielstellung	14
3	Umweltmanagement und Umweltbewertung	16
3.1	Umweltmanagementsysteme	16
3.2	Basiskonzepte zur Erfassung und Bewertung von Umweltleistungen	18
3.2.1	Sozialbilanz	19
3.2.2	Ökologische Buchhaltung	20
3.2.3	MIPS	22
3.2.4	Ökobilanzen	23
3.2.5	Umweltkennzahlen/Umweltindikatoren	26
3.3	Umweltbewertungsansätze in Landwirtschaft und Gartenbau	27
4	Methodische Grundlagen der Systemanalyse und Modellierung	33
4.1	Systemtheorie	33
4.2	Modellierung und Simulation	37
4.3	Objektorientierte Analyse (OOA) und Design (OOD)	39
4.3.1	Objekte und Klassen	40
4.3.2	Vererbung, Generalisierung und Spezialisierung	41
4.3.3	Kommunikation	43
4.3.4	Polymorphismus	45
5	Konzeption eines Umweltinformationssystems für den Gartenbau	46
5.1	Anforderungen	46
5.1.1	Vollständigkeit	46
5.1.2	Trennung von Sach- und Bewertungsebene	47
5.1.3	Flexibilität hinsichtlich variabler fachlicher Anforderungen	49
5.1.4	Anbindung externer Datenquellen	51
5.1.5	Möglichkeit der evolutionären und konsistenten Weiterentwicklung des Systems	52
5.1.6	Transparenz	53
5.1.7	Simulationsfähigkeit	54
5.2	Konzeption	54
5.2.1	Anwendungsarchitektur	55
5.2.2	Systemmodell	57

5.2.2.1	Systemstruktur	58
5.2.2.2	Systemdynamik	62
	Räumliche Auflösung	66
	Zeitliche Auflösung	67
5.2.3	Datenschnittstellen	72
5.2.4	Bewertung	76
5.2.5	Benutzeroberfläche	78
5.2.6	Datenhaltung	79
6	Prototypische Implementierung des Umweltinformationssystems jemih	80
6.1	Umfang der prototypischen Implementierung	80
6.2	Systemstruktur und technische Details	80
6.3	Datenhaltung	82
6.4	Grafische Repräsentation (Datensichten)	83
6.4.1	Baum	85
6.4.2	Tabelle	86
6.4.3	Graph	87
6.4.4	Diagramm	88
6.4.5	Detail	89
6.5	Abhängigkeiten und Wechselwirkungen innerhalb des Betriebsmodells	92
6.6	Datenschnittstellen (Interfaces) und Fachmodule (Plugins)	93
6.6.1	Klimadaten (<code>ClimateDataInterface</code>)	96
6.6.1.1	<code>RMIPPlugin</code>	98
6.6.1.2	<code>ASCIIPPlugin</code>	100
6.6.2	Bodenfeuchte (<code>SoilWaterInterface</code>)	101
6.6.3	N-Haushalt (<code>SoilNInterface</code>)	105
6.6.4	Evapotranspiration	109
6.6.4.1	Referenzevapotranspiration	110
	FAO 56 Penman-Monteith	111
	Hargreaves	117
	Turc	118
	Priestley-Taylor	119
6.6.4.2	Evapotranspirationskoeffizient	120
	Dual-Crop-Coefficient-Modell	120
	Geisenheimer Methode	125
6.7	Bewertung	126

7	Klimatische Einflüsse auf die Umweltwirkungen gartenbaulicher Produktion	129
7.1	Untersuchung der Verfahren zur Ermittlung der Referenzevapotranspiration	130
7.2	Räumliche Variabilität der Referenzevapotranspiration	138
7.3	Räumliche Variabilität des Niederschlags	143
7.4	Szenariorechnung	145
8	Diskussion und Schlussfolgerungen	148
8.1	Vollständigkeit und Erweiterbarkeit	148
8.2	Bewertungsansatz	150
8.3	Integration in das Umfeld betrieblicher und überbetrieblicher Informationssysteme	152
8.4	Simulationsfähigkeit	153
8.5	Transparenz	153
8.6	Klimatischer Einfluss auf die Umweltbewertung	154
8.7	Anwendbarkeit	157
9	Zusammenfassung	159
10	Summary	161
11	Literatur	163
Anhang		172

Abbildungsverzeichnis

1	Modell eines UMS nach ISO 14001	17
2	Bilanzgrenzen bei Ökobilanzen	24
3	Bestandteile der Ökobilanz	25
4	Klassifizierung der Umweltkennzahlen	27
5	Grundbegriffe der Systemtheorie	34
6	System und Subsystem	35
7	Merkmale dynamischer Systeme und systemwissenschaftliche Fragestellungen	36
8	Objektattribute und Objektmethoden	40
9	Objektklassen	41
10	Konzept der Kapselung	42
11	Vererbung	43
12	Vererbungsarten	44
13	Elemente der Bewertung	48
14	Funktionen und Adressaten eines BUIS	50
15	Systemarchitektur	56
16	ER-Diagramm des Metamodells	59
17	Modellierung der Systemelemente	61
18	Verwendung statischer Standardkomponenten bzw. -objekte zur Attributierung einzelner Systemelemente	62
19	Umsetzung des Stock-Flow-Ansatzes	63
20	Evapotranspiration als vereinfachtes Stock-Flow-Schema	65
21	Räumliche Auflösung des Modells	66
22	Parallelerfassung der Bestands- und Flussgrößen	71
23	Pluginarchitektur	73
24	Plugintypen	75
25	Softwareverteilung mit Java Web Start	82
26	Architektur der Datenhaltungsschicht	84
27	Verwaltung und Verteilung der jemih-Komponentenbibliothek	85
28	Datensichten: Baum und Tabelle	86
29	Datensichten: Tabellenansicht mit grafischer Interpretation numerischer Größen	88
30	Datensichten: Baum und Graph	89
31	Datensicht: Diagrammansicht dynamischer Modellgrößen	90
32	Datensicht: generische Detailansicht für Bibliothekskomponenten	91
33	Datensicht: spezifischer Editor für Systemelemente	91

34	Implementierung der Interfaces und Plugins	94
35	Konfiguration der Plugin-Sockets	96
36	<code>ClimateDataInterface</code>	97
37	RMIPlugin-Architektur	99
38	<code>SoilWaterInterface</code>	102
39	Das <i>Bucket</i> -Modell <code>SimpleLayerModel</code>	103
40	<code>SoilWaterInterface</code>	104
41	<code>SoilNInterface</code>	106
42	N-Dynamik des Systems Boden-Pflanze	107
43	<code>SoilNInterface</code>	109
44	Evapotranspirationsschnittstellen	111
45	Verlauf der k_{cb}/k_e -Werte nach dem <i>dual crop coefficient model</i> (Beispiel) . .	124
46	Verlauf des k_c -Wertes nach der Geisenheimer Methode (Beispiel)	126
47	Beispiel für einen mit <code>jemih</code> erstellten Bilanzbericht	128
48	Vergleich der ET_0 -Werte verschiedener Berechnungsverfahren	132
49	Bestimmung der Regressionsfunktion der alternativen ET_0 -Schätzverfahren gegen Penman-Monteith	133
50	Kleinräumige Variabilität der Referenzevapotranspiration ET_0	142
51	Ergebnisse der Szenariorechnung	146

Tabellenverzeichnis

1	Bodenbefeuchtungsfaktoren beim <i>dual crop coefficient model</i>	125
2	Bilanzierungsparameter bei der Bewertung in <i>jemih</i>	127
3	Prüfmaße und Regressionskoeffizienten für die ET_0 -Schätzverfahren über 90 Klimamessstandorte	136
4	Prüfmaße und Regressionskoeffizienten für die ET_0 -Schätzverfahren bei un- terschiedlicher zeitlicher Auflösung	137
5	Variabilität von ET_0 innerhalb Bayerns	138
6	Variabilität von ET_0 innerhalb einzelner Regierungsbezirke	139
7	Variabilität von ET_0 innerhalb einzelner Landkreise	140
8	Die in der Untersuchung verwendeten 90 Klimamessstationen des Agrar- meteorologischen Messnetzes Bayern, gruppiert nach Regierungsbezirk und Landkreis	141
9	Variabilität der Niederschläge in Bayern	143
10	Variabilität der Niederschläge innerhalb einzelner Regierungsbezirke	143
11	Variabilität der Niederschläge innerhalb einzelner Landkreise	144
12	Parameterwerte für die Szenariorechnung	147
13	Auswertung des Hargreaves-Plugins	173
14	Auswertung des Turc-Plugins	174
15	Auswertung des Priestley-Taylor Plugins	175

Formelzeichen

\forall	„für alle“	[–]
α	Albedo	[–]
γ	Psychrometerkonstante	$[\frac{kPa}{K}]$
δ	<i>solar declination</i>	[rad]
Δ	Gradient der Dampfdruckkurve	$[\frac{kPa}{K}]$
ϵ	Quotient der Molekülmassen von Wasserdampf zu trockener Luft; 0,622	[–]
λ	latente Verdunstungswärme; 2,45 $\frac{MJ}{kg}$	$[\frac{MJ}{kg}]$
σ	Standardabweichung	[x]
σ	Stefan-Boltzmann-Konstante; 4,3903 · 10 ⁻⁹ $\frac{MJ}{K^4 \cdot m^2 \cdot d}$	$[\frac{MJ}{K^4 \cdot m^2 \cdot d}]$
φ	geographische Breite des Standortes	[rad]
ω_s	<i>sunset hour angle</i>	[rad]
B	Bestimmtheitsmaß	[–]
c_p	spezifische Wärme bei konstantem Luftdruck; 1013hPa	$[\frac{kPa}{kg \cdot K}]$
d_r	<i>inverse relative distance Earth-Sun</i>	[–]
D_e	Feuchtedefizit der obersten Bodenschicht	[mm]
$e^\circ(T)$	Sättigungsdampfdruck bei Lufttemperatur T	[kPa]
e_a	aktueller Dampfdruck	[kPa]
e_s	Sättigungsdampfdruck	[kPa]
$e_s - e_a$	Sättigungsdefizit	[kPa]
ET_0	potentielle Referenzevapotranspiration; <i>reference crop evapotranspiration</i>	$[\frac{mm}{d}]$
ET_c	reale Evapotranspiration; <i>crop evapotranspiration</i>	$[\frac{mm}{d}]$
f_{ew}	Anteil der befeuchteten und unbedeckten Bodenoberfläche	[–]
FC	Bodenfeuchte bei Feldkapazität	[mm]
G	Bodenwärmestromdichte	$[\frac{MJ}{m^2 \cdot d}]$
G_{sc}	Solarkonstante; 1367 $\frac{W}{m^2}$ bzw. 0,0820 $\frac{MJ}{m^2 \cdot min}$	$[\frac{W}{m^2}]$
K_c	Evapotranspirationskoeffizient; <i>crop coefficient</i>	[–]
K_{cb}	Transpirationskoeffizient; <i>basal crop coefficient</i>	[–]
K_e	Evaporationskoeffizient; <i>soil evaporation coefficient</i>	[–]
K_r	Reduktionskoeffizient der Evaporation	[–]
P	Luftdruck	[kPa]
r	Pearsonscher Korrelationskoeffizient	[–]
R_a	extraterrestrische Strahlung	$[\frac{MJ}{m^2 \cdot d}]$

R_n	Nettoeinstrahlung an der Pflanzenoberfläche	$[\frac{MJ}{m^2 \cdot d}]$
R_{nl}	<i>net longwave radiation</i>	$[\frac{MJ}{m^2 \cdot d}]$
R_{ns}	Nettosolarstrahlung; <i>net solar or shortwave radiation</i>	$[\frac{MJ}{m^2 \cdot d}]$
R_s	Globalstrahlung	$[\frac{MJ}{m^2 \cdot d}]$
R_{so}	<i>clear sky solar radiation</i>	$[\frac{MJ}{m^2 \cdot d}]$
RMSE	Wurzel des mittleren Fehlerquadrates; <i>root mean square error</i>	$[x]$
REW	leicht evaporierbare Wassermenge; <i>readily evaporable water</i>	$[mm]$
RH_{max}	rel. Luftfeuchte (Tagesmaximum)	$[\%]$
RH_{min}	rel. Luftfeuchte (Tagesminimum)	$[\%]$
T_{max}	Tagesmaximum der Lufttemperatur	$[K]$
T_{mean}	Tagesdurchschnitt der Lufttemperatur	$[K]$
T_{min}	Tagesminimum der Lufttemperatur	$[K]$
TEW	maximal evaporierbare Wassermenge; <i>totally evaporable water</i>	$[mm]$
u_2	Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe	$[\frac{m}{s}]$
WP	Bodenfeuchte am Welkepunkt	$[mm]$
z	Höhe des Standortes über dem Meeresspiegel	$[m]$

Abkürzungen

AeK	Äquivalenzkoeffizient: Gewichtungsfaktor zur Umrechnung von Ressourcenverbräuchen bzw. Emissionen in REs bei der ökologischen Buchhaltung (MÜLLER-WENK, 1982)
BUIS	Betriebliches Umweltinformationssystem
DBMS	Datenbankverwaltungssystem, engl. <i>database management system</i>
DIN	Deutsches Institut für Normung
EMA	<i>Environmental Management for Agriculture</i>
EMAS/EMAS II	EG-Öko-Audit-Verordnung, engl. <i>Eco Management and Audit Scheme</i> (EUROPÄISCHE WIRTSCHAFTSGEMEINSCHAFT (EWG), 1993; EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (EG), 2001)
EN	Europäische Norm
EPE	Umweltleistungsbewertung nach DIN EN ISO 14031 (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 1999), engl. <i>Environmental Performance Evaluation</i>
EPIC	<i>Erosion Productivity Impact Calculator</i>
ER-Modell	<i>Entity-Relationship</i> -Modell: Modellnotation nach CHEN (1976)
ESI	<i>Environmental Sustainability Index</i>
ggT	größter gemeinsamer Teiler
GUI	grafische Benutzeroberfläche, engl. <i>graphical user interface</i>
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
jemih	<i>(JavaTM) environmental management in horticulture</i>
JWS	<i>JavaTM Web Start</i>
kgV	kleinstes gemeinsames Vielfaches
KUL	Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung
LCA	Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040 (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 1997), engl. <i>Life Cycle Assessment</i>
LCI	Sachbilanz im Rahmen der Ökobilanzierung nach DIN EN ISO 14040 (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 1997), engl. <i>Life Cycle Inventory Analysis</i>
LCIA	Wirkungsabschätzung im Rahmen der Ökobilanzierung nach DIN EN ISO 14040 (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 1997), engl. <i>Life Cycle Impact Assessment</i>

MIPS	<u>M</u> aterial- <u>I</u> nter pro <u>S</u> erviceeinheit (SCHMIDT-BLEEK, 1993)
OECD	<u>O</u> rganisation for <u>E</u> conomic <u>C</u> o-operation and <u>D</u> evelopment
OOA	objektorientierte Analyse, engl. <i>object oriented analysis</i>
OOD	objektorientierter Entwurf, engl. <i>object oriented design</i>
OODBMS	objektorientiertes Datenbankverwaltungssystem, engl. <i>object oriented database management system</i>
RDBMS	relationales Datenbankverwaltungssystem, engl. <i>relational database management system</i>
RE	<u>R</u> echnungseinheit: Maßzahl für die Umweltbelastung eines Unternehmens in der Ökologischen Buchhaltung (MÜLLER-WENK, 1982)
SE	<u>S</u> erviceeinheit
UAG	<u>U</u> mweltauditgesetz (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (EG), 2002)
UBP	<u>U</u> mweltbelastungspunkt
UIS	<u>U</u> mweltinformationssystem
UML	<i>Unified Modelling Language</i>
UMS	<u>U</u> mweltmanagementsystem
USL	<u>U</u> mweltsicherungssystem <u>L</u> andwirtschaft
VDLUFA	<u>V</u> erband <u>D</u> eutscher <u>L</u> andwirtschaftlicher <u>U</u> ntersuchungs- und <u>F</u> orschungsanstalten

1 Einleitung und Problemstellung

In den vergangenen Jahren und Jahrzehnten setzte sich auf breiter Basis immer stärker die Erkenntnis durch, dass die der Menschheit zur Verfügung stehenden natürlichen Ressourcen sowie die Aufnahmefähigkeit der natürlichen Umwelt für anthropogene Abfälle begrenzt sind. Die Verringerung des Ressourcenverbrauchs sowie die Vermeidung und Beseitigung von Umweltbelastungen gewinnt als Bestandteil gesellschaftlicher und politischer Zielsetzungen immer stärker an Bedeutung. Das politische Ziel des gesellschaftlichen Wohlstandes, ein Begriff der bislang weitgehend ökonomisch geprägt war, erfährt infolgedessen eine Erweiterung um Gesichtspunkte der Lebensqualität und Nachhaltigkeit und somit letztlich auch um Aspekte des Umweltschutzes.

Diese politischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen führen auch auf betrieblicher Ebene zur Notwendigkeit, Belange des Umweltschutzes in Unternehmensentscheidungen zu berücksichtigen. Der Druck zur Integration der Umwelt in das betriebliche Management basiert dabei nicht nur auf dem Einfluss auf das Image und das Marketingpotential des Unternehmens und dessen Produkt. Auch der Gesetzgeber nimmt durch den Erlass von Umweltauflagen und durch die Möglichkeit, über die Produkthaftung das Unternehmen für auftretende Schäden und Umweltbelastungen finanziell verantwortlich machen zu können, den einzelnen Betrieb in die Pflicht.

Ein adäquates betriebliches Umweltmanagement muss folglich sowohl die aktuellen ordnungspolitischen Vorgaben als auch die variablen und heterogenen Anforderungen der verschiedenen potentiellen Kundengruppen einbeziehen. Gleichzeitig gilt es, die individuelle betriebliche Situation zu berücksichtigen und ökonomischen Zwängen sowie Fragen der praktischen Umsetzbarkeit gerecht zu werden. Fundierte operative und strategische Unternehmensentscheidungen können angesichts dieser Vorgaben nur auf der Basis umfassender Daten und Informationen über umweltrelevante Details der betrieblichen Abläufe und Prozesse getroffen werden. Oftmals sind Umweltwirkungen und Ressourcenverbräuche das Ergebnis komplexer Wechselwirkungen zwischen einzelnen Elementen eines Produktionssystems, die sich dem unmittelbaren Verständnis des Beobachters entziehen. Dies gilt im besonderen Maße für die Landwirtschaft und den Gartenbau, da, anders als im industriellen Bereich, die Produktion nicht auf kontrollierten technischen Prozessen, sondern auf dem Wechselspiel zwischen Boden, Pflanze und Klima basiert, auf das der Produzent nur begrenzt Einfluss hat. Eine isolierte Betrachtung einzelner Teilbereiche, ohne Berücksichtigung ihrer Vernetzung innerhalb des Gesamtsystems, kann den möglichen Erkenntnisgewinn wesentlich einschränken und unter Umständen gar zu Fehlschlüssen und falschen Entscheidungen führen.

Gerade im Bereich der gartenbaulichen Produktion ist es angesichts kleiner Betriebsgrößen aus Kostengründen problematisch, betriebsindividuelle Umweltmanagementsysteme nach dem Vorbild anderer Branchen zu implementieren. Abhilfe könnten hierbei EDV-gestützte Umweltinformationssysteme schaffen, die ohne großen Arbeitsaufwand und technische Fachkenntnisse an die individuelle betriebliche Situation angepasst werden können und dabei die Möglichkeit bieten, vor Ort verfügbare Daten- und Informationsquellen einzubinden.

2 Zielstellung

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Entwicklung eines Konzeptes für ein praktikables Umweltdokumentations- und -bewertungsverfahren für gartenbauliche Produktionssysteme. Eine umfassende Erhebung und Verwaltung von Daten und Informationen bildet dabei zunächst die Voraussetzung für die Realisierung eines entsprechenden Informationsmanagementansatzes. Je nach angestrebter Aussagequalität und in Anbetracht des hohen Komplexitätsgrades der zu untersuchenden Zielsysteme ergibt sich somit ein Daten- und Informationspool als Bewertungsbasis, der einen erheblichen Umfang aufweisen kann. Angesichts der Forderung nach einer praktischen Anwendbarkeit drängt sich im Umgang mit solch großen Datenmengen der Einsatz EDV-gestützter Verfahren auf, die eine effektive Handhabung dieser Datenmengen ermöglichen. Entsprechende Verfahren, die der Ermittlung, Aufbereitung, Darstellung und Bewertung betrieblicher Umweltleistungen dienen, werden im Allgemeinen als Betriebliche Umweltinformationssysteme (BUIS) bezeichnet (TISCHLER, 1996b; MÜLLER-CHRIST, 2001b). Häufig wird der Begriff dabei in einem Kontext verwendet, der das BUIS auf die technischen Aspekte dieses Aufgabenspektrums beschränkt. Der Terminus BUIS beschreibt somit ein EDV-basiertes System, dem neben der primären Rolle der betrieblichen Umweltdatenerfassung und -bewertung auch Aufgaben im operativen Bereich des Umweltmanagements (Planung, Steuerung, Kontrolle) zukommen können (HILTY, 1995; KÜRZL, 1999; KUTSCHE und RÖTTGERS, 1999; HAASIS, 1999; BUNDESUMWELTMINISTERIUM (BMU) UND UMWELTBUNDESAMT (UBA), 2001, u.a.).

Aktuell wird eine Vielzahl methodischer Ansätze zur Bewertung der Umweltqualität von Unternehmen, Produkten und Dienstleistungen diskutiert. Die Entwicklung auf diesem Gebiet kann sicherlich nicht als abgeschlossen betrachtet werden. Das zu entwickelnde BUIS-Konzept soll daher möglichst nicht auf einen einzelnen Bewertungsansatz beschränkt werden, sondern das jeweilige Verfahren unterstützen, das den individuellen Anforderungen der Anwendung am besten gerecht wird. Dies setzt auch eine ausreichende Flexibilität hinsichtlich zukünftiger Entwicklungen auf dem Gebiet der Umweltbewertungsverfahren

voraus. Aus diesem Grunde wird zunächst ein Überblick über das breite Gebiet des Umweltmanagements und der Umweltbewertung gegeben. Im Anschluss erfolgt eine Erörterung der methodischen und technischen Grundlagen der Entwicklung eines systemanalytischen Ansatzes zur modellhaften Abbildung eines gartenbaulichen Betriebes.

Im Rahmen der Entwicklung des BUIS-Konzeptes ist zunächst ein umfassender Anforderungskatalog zu formulieren, der sowohl die speziellen Rahmenbedingungen der Gartenbaubranche, als auch branchenübergreifende Entwicklungen im Bereich des Umweltmanagements und der -bewertung berücksichtigt. Auf der Basis der methodischen Grundlagen wird dann ein Rahmenkonzept entwickelt, das diesem Anforderungskatalog gerecht wird. Als Nachweis der Realisierbarkeit des Konzeptes erfolgt eine prototypische Implementierung in Form des Gartenbau-BUIS jemih. Der Prototyp bildet dabei alle Teilbereiche des Konzeptes vollständig ab und beinhaltet als fachliche Umweltkomponenten die Wasser- und Stickstoffdynamik gartenbaulicher Produktionssysteme. Durch Szenarioberechnungen mit dem Prototypen soll abschließend die Eignung unterschiedlicher Datenerhebungsverfahren für den Einsatz im Rahmen eines Umweltinformationssystems überprüft und gleichzeitig die Notwendigkeit einer betriebsindividuellen Betrachtung bei der Bewertung der Umweltleistung gartenbaulicher Betriebe belegt werden.

3 Umweltmanagement und Umweltbewertung

Ein Umweltmanagementsystem (UMS) ist derjenige Teil des unternehmensübergreifenden Managementsystems, das benötigt wird, um eine betriebliche Umweltpolitik zu entwickeln und zu implementieren. Das UMS legt dabei Organisationsstrukturen, Zuständigkeiten, Verantwortlichkeiten, Verhaltensweisen sowie Verfahren und Mittel zur Implementierung, Überprüfung und Verbesserung dieses betrieblichen Umweltschutzes fest (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 1996; EUROPÄISCHE WIRTSCHAFTSGEMEINSCHAFT (EWG), 1993). Umweltmanagementsysteme bilden somit die strukturelle Voraussetzung für die betriebliche Umweltpolitik.

3.1 Umweltmanagementsysteme

Bei der Implementierung von UMS haben sich mittlerweile zwei normative Ansätze etabliert: die **EG-Öko-Audit-Verordnung** oder EMAS (*Eco Management and Audit Scheme*, EUROPÄISCHE WIRTSCHAFTSGEMEINSCHAFT (EWG), 1993) bzw. EMAS II (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (EG), 2001) sowie die **ISO 14001** (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 1996, 2003). Beide Systeme sind sich im Aufbau und Inhalt sehr ähnlich und formulieren die Grundanforderungen an ein UMS mit dem Kernziel der kontinuierlichen Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes. Im Zuge der Veröffentlichung der EMAS II wurde Wert auf eine verbesserte Kompatibilität der beiden Ansätze gelegt, um den Doppelaufwand bei gleichzeitiger Anwendung von EMAS und ISO 14001 zu minimieren. Seit Veröffentlichung von EMAS II im Frühjahr 2001 baut die EG-Öko-Audit-VO in wesentlichen Bestandteilen auf die ISO 14001 auf. Die Kernelemente beider UMS-Modelle lassen sich somit wie folgt zusammenfassen (siehe Abb. 1):

- **Umweltpolitik:** die Organisation (Unternehmen, Behörde, Dienstleister etc.) muss die Umweltpolitik und die Umweltziele der Organisation festlegen.
- **Planung:** die Organisation muss ein Verfahren implementieren mit dem alle relevanten Umweltwirkungen erfasst und in der umweltbezogenen Zielsetzung eingebunden werden können. Daneben muss ein Programm zur Verwirklichung dieser Zielsetzung erstellt werden.
- **Implementierung und Durchführung:** die in der Planung festgelegten Verfahren müssen in die Organisationsstruktur integriert werden (Verantwortlichkeiten, Aufgaben, Befugnisse). Diese strukturellen Maßnahmen müssen dokumentiert und die Dokumentation intern kommuniziert werden.

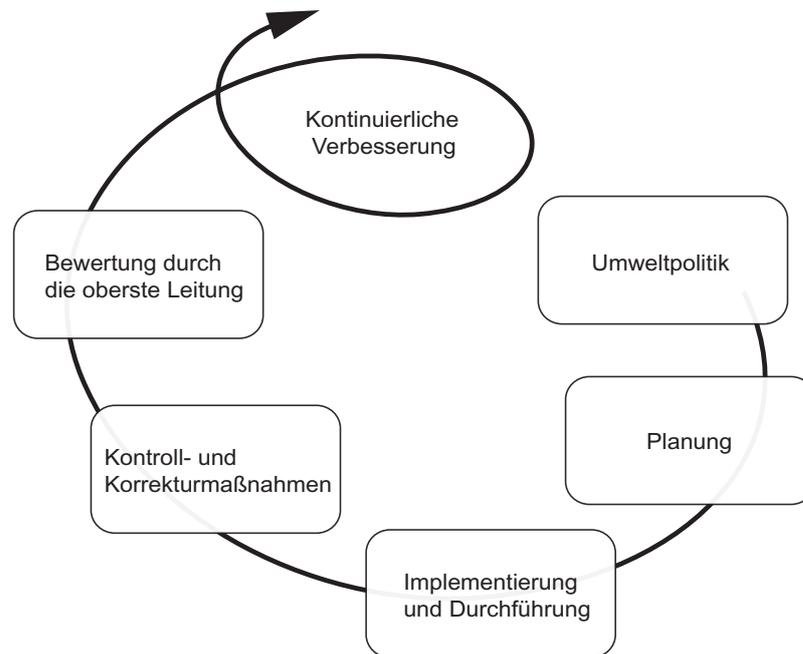


Abb. 1: Modell eines Umweltmanagementsystems nach DIN EN ISO 14001 (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 1996)

- **Kontroll- und Korrekturmaßnahmen:** die Organisation muss dokumentierte Verfahren einführen, die eine Überwachung und Messung von umweltrelevanten Prozessen ermöglichen und die Einhaltung von Vorgaben und Vorschriften überwachen. Daneben müssen Vorgehensweisen implementiert werden, die eine Aufzeichnung umweltbezogener Informationen gewährleisten.
- **Bewertung durch die oberste Leitung** (*management review*): das UMS muss bewertenden Reviews unterzogen werden. Die Abstände zwischen diesen Reviews werden von der Organisation selbst festgelegt. Auf Basis der Reviewergebnisse wird das UMS optimiert.

Trotz dieser Gemeinsamkeiten verbleiben folgende Unterschiede zwischen den beiden Modellen (vgl. auch MÜLLER-CHRIST (2001c)):

- EMAS schreibt eine Umwelterklärung zwingend vor, während diese bei ISO 14001 optional ist.
- EMAS ist eine europäische Rechtsnorm und wird nach EG-Verordnung und dem Umweltauditgesetz (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (EG), 2002) von staatlich zu-

gelassenen und beaufsichtigten Gutachtern geprüft. Bei ISO 14001 handelt es sich im Gegensatz dazu um eine privatrechtliche Norm, Zertifikate werden von privaten Zertifizierungsgesellschaften ausgestellt.

- Für die EMAS ist eine Begutachtung vorgeschrieben, für ISO 14001 optional.
- Geltungsbereich der EMAS ist die Europäische Union, während die ISO 14001 weltweit Verwendung findet. In der EU spielt die EMAS vor allem in Deutschland eine Rolle. Dies ist wohl auf die oben beschriebenen verbindliche Rechtsnormen zurückzuführen, die in Deutschland zu einer besseren Akzeptanz seitens der Politik, Behörden und der interessierten Öffentlichkeit geführt hat. Einen aktuellen Überblick über die EMAS-zertifizierten Organisationen und deren nationale Verteilung bietet die so genannte 'Peglau-Liste' (PEGLAU, 2003) und das Europäische EMAS-Register (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 2004).

3.2 Basiskonzepte zur Erfassung und Bewertung von Umweltleistungen

Wie im vorhergehenden Abschnitt beschrieben, ist eine Grundanforderung an ein UMS die Festlegung und Implementierung von Verfahren zur Erfassung und Bewertung relevanter Umweltwirkungen. Unabhängig von der Veröffentlichung und Entwicklung der UMS-Normensysteme ISO 14001 und EMAS wurden in den vergangenen Jahren bzw. Jahrzehnten Ansätze entwickelt, die diesem Anforderungsprofil gerecht werden und somit im Rahmen eines UMS Anwendung finden können. Das Spektrum der verschiedenen Ansätze ist dabei ausgesprochen breit. Dies führt neben einer zum Teil unklaren und widersprüchlichen Verwendung verschiedener Fachtermini zu einer zunächst unübersichtlichen Vielfalt. Grundsätzlich lassen sich die verschiedenen Verfahren nach folgenden Kriterien charakterisieren und kategorisieren:

- Umfang und Eigenschaften der Datenbasis: der Datenpool besteht aus **qualitativen** oder **quantitativen** Größen. Bei Verfahren, die auf quantitativen Daten basieren ist eine weitere Unterscheidung zwischen **monetären** (Sozialbilanz, Kap. 3.2.1) und **nicht-monetären** (Ökologische Buchhaltung, Kap. 3.2.2; MIPS, Kap. 3.2.3; Ökobilanz, 3.2.4) Ansätzen möglich.
- Niveau der Datenaggregation: grundsätzlich beinhalten alle Ansätze eine Aggregation der Basisdaten mit dem Ziel, diese zu entscheidungsunterstützenden Informationen zu verdichten. Dabei lassen sich Verfahren unterscheiden, bei denen sämtliche Informationen zu einer **einzig** (Ökologische Buchhaltung, Kap. 3.2.2; MIPS, Kap. 3.2.3) oder zu **mehreren** (Ökobilanz, Kap. 3.2.4; Kennzahlensysteme, Kap. 3.2.5)

Kenngößen zusammengefasst bzw. nur grob kategorisiert werden. Die Verwendung einzelner oder weniger Kenngößen bieten den Vorteil der einfachen Vergleichbarkeit und Übersichtlichkeit. Andererseits ist die damit verbundene stärkere Aggregation immer mit einem Informationsverlust verbunden. Nachvollziehbarkeit und Transparenz gehen folglich mit zunehmender Verdichtung verloren.

- **Bewertungsansatz:** die Zusammenfassung zu einer einzelnen oder zu wenigen Kenngößen setzt natürlich eine starke Schematisierung des zugrundeliegenden Verfahrens voraus. Dies erleichtert die Vergleichbarkeit der gewonnenen Informationen und ermöglicht eine Automatisierung (EDV) der entsprechenden Verfahren. Individuelle Aspekte gehen durch die Verwendung von solchen **hochformalisierten quantitativen** Bewertungsansätzen allerdings verloren. Im Gegensatz dazu stehen **verbalargumentative** bzw. **qualitative** Ansätze, bei denen die in den Basisdaten enthaltenen Informationen nur verbal wiedergegeben und kommentiert werden. Die verbalargumentative Methode ermöglicht dabei die Einbeziehung von 'weichen' und schwer quantifizierbaren Aspekten in die Bewertung.

Im folgenden sollen nun kurz einige der verschiedenen Basiskonzepte anhand konkreter Beispiele beschrieben werden.

3.2.1 Sozialbilanz

Die sogenannte Sozialbilanz ist einer der ersten methodischen Ansätze mit dem versucht wurde, das Engagement eines Unternehmens seiner gesellschaftlichen Verantwortung gerecht zu werden zu dokumentieren. Die Sozialbilanz wurde unter den Begriffen *Corporate Social Reporting*, *Corporate Social Accounting* u.a. ab Ende der 60er Jahre in den USA, seit den frühen 70er Jahren auch in Deutschland (siehe z.B. [SAARBERGWERKE AG, 1974](#)) und Europa, entwickelt und eingesetzt. Zielgröße des Bewertungsansatzes war dabei die soziale Umwelt eines Unternehmens, die neben Kategorien wie Sozialleistungen, kulturellen Aktivitäten, Steuerehrlichkeit oder den Umgang mit Lieferanten auch die natürliche Umwelt als Teilaspekt einschloß. Somit kann die Sozialbilanz als eines der ersten Instrumente im Bereich des betrieblichen Umweltmanagements betrachtet werden.

Ziel der Sozialbilanzen ist die Erweiterung der rein ökonomisch orientierten klassischen betrieblichen Rechnungslegung um eine Berichterstattung, die soziale Aspekte des betrieblichen Handelns abbildet. Grundsätzlich werden dabei unter dem Begriff Sozialbilanz verschiedene Methoden und Modelle zusammengefasst ([DIERKES et al., 2002](#); [TISCHLER, 1996a](#)). Auf die Unterschiede bzw. Kategorien soll hier nicht im einzelnen eingegangen

werden. Gemeinsame Bewertungsgrundlage der verschiedenen Sozialbilanzkonzepte sind jedoch die Daten der betrieblichen Finanzbuchhaltung, hierbei besonders Daten der Gewinn- und Verlustrechnung, die nach sozialen Aspekten umgruppiert und aggregiert werden. Der Informationsgehalt der Sozialbilanz basiert somit weitestgehend auf monetären Daten. Die Aussage ist daher im Wesentlichen auf die reinen Aufwände beschränkt. Die tatsächlichen sozialen und ökologischen Auswirkungen betrieblichen Wirtschaftens bleiben hingegen unberücksichtigt. Daneben werden die fehlende verbindliche Normierung sowie die fehlende externe Zertifizierung als Hauptkritikpunkte am Konzept der Sozialbilanzierung genannt (TISCHLER, 1996a; MÜLLER-CHRIST, 2001a).

Nachdem die Methode der Sozialbilanzierung in den späten 70er bis in die 80er Jahre auf zunehmendes öffentliches Interesse stieß und infolgedessen in immer mehr Unternehmen zur Anwendung kam, erlosch im Zuge des aufkommenden Neoliberalismus der späten 80er und der 90er Jahre das Interesse an Sozialbilanzen fast vollständig. Seit Ende der 90er Jahre zeichnet sich allerdings eine Renaissance des Sozialbilanzierungsansatzes ab (DIERKES et al., 2002; ANTAL et al., 2002).

3.2.2 Ökologische Buchhaltung

Das Konzept der Ökologischen Buchhaltung wurde in den frühen 70er Jahren in der Schweiz von R. Müller-Wenk entwickelt und fand erstmalig Anwendung in der Konservenfabrik Roco in Rorschach. Anders als bei der kostenorientierten Sozialbilanzierung basiert die Ökologische Buchhaltung auf der Quantifizierung von Ressourcenverbräuchen und Schadstoffemissionen, die zu einer ökologischen Kosteneinheit umgerechnet und aggregiert werden. Das Verfahren besteht aus zwei Arbeitsschritten (MÜLLER-WENK, 1982):

1. Datenerfassung: sämtliche umweltrelevante Belastungen und Verbräuche werden in den jeweiligen physikalischen Maßeinheiten erfasst (Energienmengen, Volumina bzw. Masse) und analog zum monetären Rechnungswesen kategorisiert. Die Kontenkategorien unterscheiden sich dabei nach betriebsinternen Bereichen wie Energieverbrauch, Abfälle, Materialverbrauch usw.
2. Umweltbezogene Bewertung: jede stoffliche bzw. energetische Einzelgröße wird mit einem für die Stoff- bzw. Energieart spezifischen Koeffizienten multipliziert. Dieser „Äquivalenzkoeffizient“ (AeK) beschreibt die relative ökologische Knappheit der verbrauchten Ressource bzw. die relative Umweltbelastung durch den emittierten Schad-

stoff bezogen auf eine Einheit der physikalischen Verbrauchs- bzw. Emissionsmenge.

$$UW_i = M_i \cdot AeK_i \quad (1)$$

$$UW_G = \sum_{i=1}^n (M_i \cdot AeK_i) \quad (2)$$

UW_i :	Umweltwirkung des Ressourcenverbrauchs bzw. Menge der Emission i	[RE]
UW_G :	Gesamtumweltwirkung des Betriebes	[RE]
M_i :	Menge der verbrauchten Ressource bzw. der Emission i	[<i>physikalische Einheit</i>]
AeK_i :	Äquivalenzkoeffizient für Ressourcenverbrauch bzw. Emission i	$\left[\frac{RE}{\text{physikalische Einheit}} \right]$

Als Ergebnis dieser Gewichtung ergibt sich für jeden einzelnen Posten innerhalb des Buchhaltungskontos eine Größe, die den Verbrauch bzw. die Emission in einer Art „ökologischen Währung“, der sogenannten „Rechnungseinheit“ (RE) darstellt. Die Verwendung der Rechnungseinheit erlaubt nun die Summierung der Einzelgrößen sowohl innerhalb der einzelnen Kategorien als auch für den Gesamtbetrieb. Das Endergebnis der ökologischen Buchhaltung ist somit eine Maßzahl, die die Gesamtwirkung eines einzelnen Unternehmens auf die Umwelt repräsentiert.

Wesentlicher Bestandteil des Konzeptes sind folglich die Äquivalenzkoeffizienten zur Gewichtung der Verbrauchs- und Energiegrößen. Nach Müller-Wenk sollten diese Koeffizienten durch unabhängige und staatlich anerkannte Institutionen festgelegt und veröffentlicht werden. Die Äquivalenzkoeffizienten sind dabei keine statischen Größen, sondern sollten dem aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand (z.B. Treibhauspotential verschiedener Abgase, Human- und Ökotoxizität bestimmter Emissionen) angepasst werden. Die Definition von Äquivalenzkoeffizienten wird als Hauptproblem der Ökologischen Buchhaltung genannt, da die Wahl von Bewertungsmaßstäben oder Grenzwerten natürlich stets auf einer subjektiven Entscheidung basiert. Einen von allen Seiten akzeptierten Konsens zu finden ist hierbei auch für unabhängige Organisationen äußerst schwierig, wenn nicht sogar unmöglich. Allerdings handelt es sich hierbei um ein grundsätzliches Problem, das sich letztlich für alle Bewertungsansätze im Umweltbereich ergibt.

Bei der „Methode der ökologischen Knappheit“ ([BRAUNSCHWEIG und MÜLLER-WENK, 1993](#)) wurde das Grundkonzept der Ökologischen Buchhaltung weitgehend übernommen.

Dieser auch unter den Begriffen „BUWAL 133“ oder „Umweltbelastungspunkt-(UBP)-Methode“ bekannte Ansatz wird vor allem in der Schweiz häufig angewendet (siehe z.B. die Umweltberichte der [BAER AG \(2002\)](#) oder der [CANON \(SCHWEIZ\) AG \(2003\)](#)). Listen mit Äquivalenzkoeffizienten (hier „Ökofaktoren“ genannt) werden vom Schweizer Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (BUWAL) veröffentlicht ([BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDWIRTSCHAFT \(BUWAL\), 1990, 1998](#)). Eine überarbeitete und aktualisierte Version dieser Liste ist für das Jahr 2005 in Planung.

3.2.3 MIPS

Ähnlich wie bei der Ökologischen Buchhaltung handelt es sich auch bei dem sogenannte MIPS-Konzept des Wuppertal Instituts für Klima, Energie, Umwelt ([SCHMIDT-BLEEK, 1993](#); [RITTHOF et al., 2002](#)) um ein Verfahren, bei denen die Umweltdaten zu einer einzigen Informationsgröße aggregiert werden können. Bewertungsgegenstand ist hierbei nicht der Betrieb, sondern ein Produkt oder eine Dienstleistung. Die MIPS-Methode ist dabei Input-basiert, d.h. es werden sämtliche Ressourcenverbräuche im Rahmen des Produktlebenszyklus erfasst, nicht aber die auftretenden Emissionen. Die resultierende Kenngröße MIPS (Material-Intput pro Serviceeinheit) charakterisiert dabei die Ressourcenproduktivität der verbrauchten Stoff- und Energieströme. Diese errechnet sich wie folgt:

$$MIPS = \frac{MI}{SE} = \frac{\sum_{i=1}^n (M_i \cdot MIF_i)}{SE} \quad (3)$$

$MIPS$:	Material-Input pro Serviceeinheit (der ökologische Preis“ des betreffenden Produktes bzw. der Dienstleistung)	$\left[\frac{kg}{Serviceeinheit} \right]$
MI :	Material-Input (Gesamtsumme der verbrauchten Ressourcen)	$[kg]$
SE :	Serviceeinheit (Maß für den Nutzen eines Produktes oder einer Dienstleistung)	
M_i :	Menge des verbrauchten Materials i	$[physikalische\ Einheit]$
MIF_i :	Material-Input-Faktor für Material i (Maß für die Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffmengen, die pro Einheit des verbrauchten Materials aufzuwenden sind)	$\left[\frac{kg}{physikalische\ Einheit} \right]$

Die Systemoutputs werden bei diesem Ansatz nur indirekt (über die Inputs) erfasst. Qualitative Aussagen zu Umweltwirkungen sind somit nicht möglich. Der Indikator MIPS lässt jedoch Aussagen über das Umweltbelastungspotenzial eines Produktes zu. Da sich Materialverbräuche oft (technisch) einfacher und somit zuverlässiger erfassen lassen als Emissionen, vermeidet man mit diesem Ansatz außerdem vermeintlich genaue Aussagen über Umweltwirkungen, die auf falschen oder ungenauen Grunddaten beruhen. Ressourcen-Input-Faktoren (RIF) zur Berechnung von MIPS werden vom Wuppertal Institut veröffentlicht und ständig aktualisiert ([WUPPERTAL INSTITUT FÜR KLIMA, UMWELT, ENERGIE GMBH, 2004](#)) .

3.2.4 Ökobilanzen

Ein besonders häufig diskutierter Begriff im Bereich der Umweltmanagementverfahren ist die sogenannte „Ökobilanz“. Hinter diesem Schlagwort verbirgt sich allerdings keineswegs ein einheitlicher methodischer Ansatz, sondern zum Teil recht unterschiedliche Modelle. Gemeinsame Grundkomponente dieser Modelle ist die quantitative Erfassung umweltrelevanter Input- und Outputgrößen des Untersuchungsgegenstandes. Diese werden zu einer Stoff- und Energiestrombilanz zusammengefasst, die im weiteren Ablauf als Bewertungsgrundlage dient (in diesem weiteren Sinne kann man folglich auch die Ökologische Buchhaltung (Kap. 3.2.2) als Ökobilanzansatz bezeichnen). Unterschiede der einzelnen Modelle liegen in der Bewertungsmethode und dem Untersuchungsgegenstand bzw. der jeweiligen Bilanzgrenze der Ökobilanz (siehe Abb. 2). Im Wesentlichen lassen sich hierbei folgende Bilanzierungsebenen unterscheiden:

- **Betrieb:** der Bilanzrahmen bei der Betriebsbilanz entspricht der physischen Grenze zwischen dem Betrieb und seiner unmittelbaren Umwelt. Alle Stoff- und Energieströme, die diese Grenze passieren, werden bilanziert.
- **Produkt:** Produktbilanzen erfassen die Umweltwirkungen, die in Zusammenhang mit einem Produkt bzw. einer Dienstleistung stehen. Das kann sich auf Herstellungsprozesse innerhalb eines Betriebes (betriebliche Produktbilanz), auf den gesamten Herstellungsprozess oder aber auf den gesamten Lebensweg des Produktes (inklusive Transporte, Ge- und Verbrauch sowie Entsorgung) beziehen.
- **Prozess:** Prozessbilanzen bilden einzelne Prozesse innerhalb des Betriebes bzw. innerhalb des Produktlebenszyklus ab.

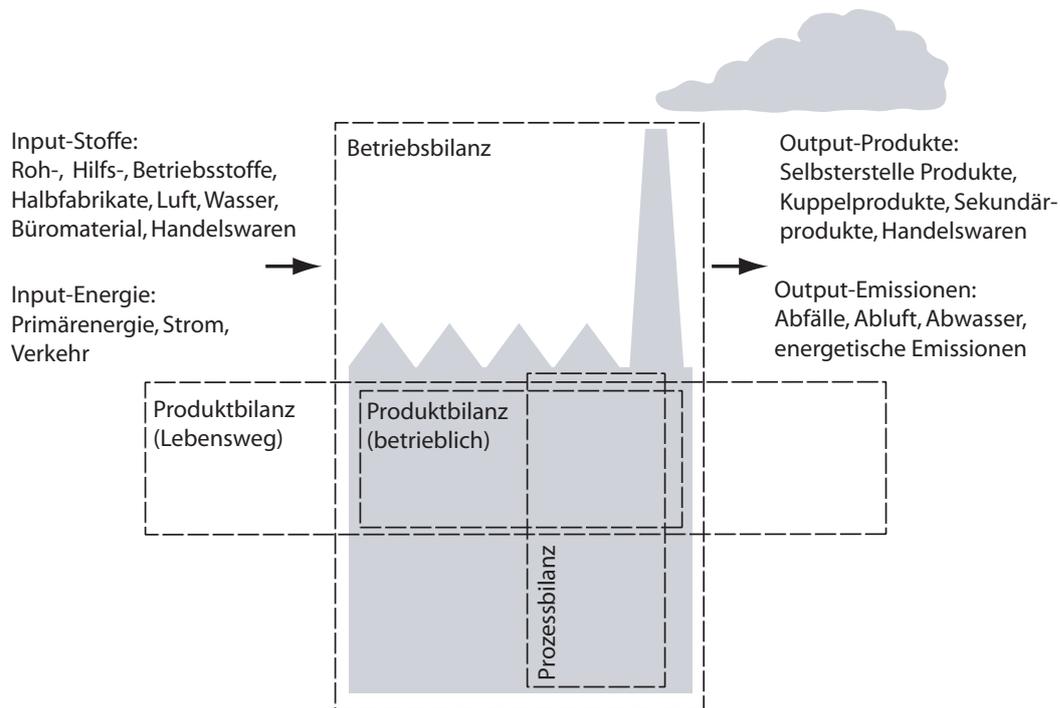


Abb. 2: Bilanzierungsgrenzen verschiedener Ökobilanz-Ansätze

Die Festlegung der Bilanzierungsgrenzen ist vor allem bei der Produktbilanz kritisch. Anders als bei der Betriebsbilanz existiert hier kein klarer physischer Rahmen, der als Bilanzgrenze verwendet werden könnte. Zudem sind Entscheidungen über den Verlauf dieser Grenze auch fachlich nicht immer eindeutig möglich (Welche Elemente der Vorproduktion sind Teile des Produktlebenszyklus? Wie verteilen sich Umweltwirkungen von Kuppelprodukten auf das Einzelprodukt? Etc.). Gleichzeitig beeinflusst der Verlauf dieser Grenze neben dem verwendeten Bewertungsverfahren entscheidend das Ergebnis der Ökobilanz.

Mit der Veröffentlichung der ISO-Normenreihe 14040 - 14043 ([DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 1997, 1998, 2000a,b](#)) wurde erstmals versucht, einen verbindlichen Standard für die Strukturierung und Implementierung von Ökobilanzen durchzusetzen. Der Begriff der Ökobilanz wird hierbei auf den Aspekt der Produktbilanz eingeschränkt. Der in der englischen Fassung verwendete Ausdruck *Life Cycle Assessment* (LCA) für die Ökobilanz nach ISO 14040 ff charakterisiert die Methode daher wesentlich besser.

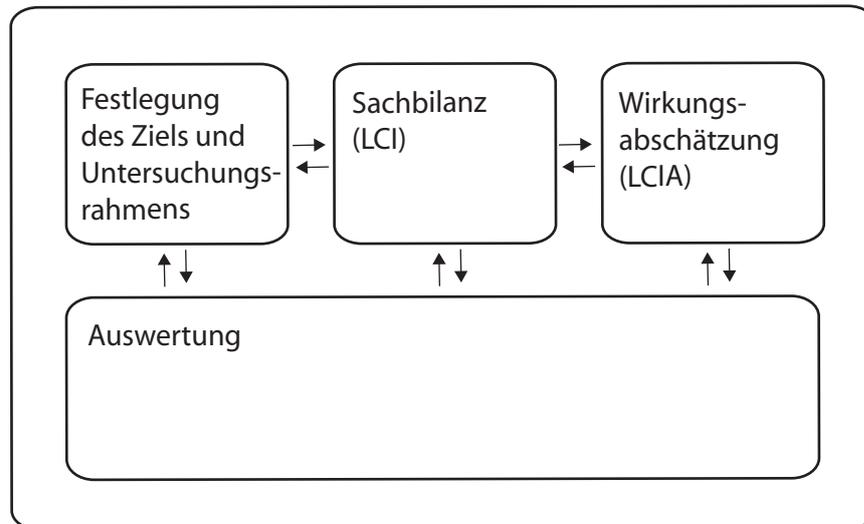


Abb. 3: Bestandteile einer ISO-Ökobilanz (geändert, [DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG \(1997\)](#))

Die Ökobilanz nach ISO schreibt dabei folgende vier Arbeitsschritte vor (siehe Abb. 3):

- Die **Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens** (*goal and scope definition*) beinhaltet neben der Definition der angestrebten Anwendung der Ökobilanz die Festlegung der Systemgrenzen (räumlich, zeitlich, fachlich) und der qualitativen Anforderungen an die Datenerfassung.
- Die **Sachbilanz** (*life cycle inventory analysis (LCI)*) entspricht im Wesentlichen der oben bereits beschriebenen Erstellung der Energie- und Stoffstrombilanz.
- Die **Wirkungsabschätzung** (*life cycle impact assessment (LCIA)*) umfasst die Klassifizierung und Gewichtung der Daten aus der Sachbilanz.
- Die **Auswertung** (*life cycle interpretation*) beinhaltet eine verbal-argumentative Interpretation der quantifizierten Energie- und Stoffstromdaten (LCI) und Umweltwirkungen (LCIA).

Die Ökobilanz nach ISO kombiniert somit die Konzepte der quantitativen und der qualitativen Umweltbewertung (Wirkungsabschätzung bzw. Auswertung). Abschließend bleibt zu erwähnen, dass sich trotz Einführung der Normenreihe im Jahr 1996 die darin enthaltene Definition des Begriffs „Ökobilanz“ noch nicht vollständig durchgesetzt hat. Für die Me-

thode der Ökobilanz nach ISO 14040 ff wird daher im folgenden die (eindeutige) englische Bezeichnung LCA verwendet.

3.2.5 Umweltkennzahlen/Umweltindikatoren

Das Konzept der betrieblichen Umweltkennzahlen ist ein Ansatz, der dem betrieblichen Rechnungswesen entlehnt ist. Im betrieblichen Rechnungswesen werden monetäre Betriebsdaten zu informativen Kennzahlen aggregiert. Diese ermöglichen eine knappe und anschaulich Darstellung der ökonomischen Leistung des Unternehmens und unterstützen somit das Management bei der Entscheidungsfindung. Der Ansatz der Bildung von ökonomischen Kennzahlen wurde in den neunziger Jahren auf den Bereich des betrieblichen Umweltmanagements übertragen, um neben ökonomischen auch quantifizierbare ökologische Sachverhalte komprimiert darzustellen (SCHALTEGGER et al., 2002). Grundsätzlich kann dabei zwischen absoluten und relativen Kennzahlen unterschieden werden. Erstere stellen absolute Mengen oder Größen (Wasserverbrauch, CO₂-Emission, Investitionen im Umweltbereich etc.) dar, die vor allem im Rahmen von Zeitreihen- bzw. Soll-Ist-Vergleichen Verwendung finden. Relative Kennzahlen erleichtern hingegen den Vergleich der Umweltleistung unterschiedlicher Systeme (Betriebe, Produkte, Verfahren), indem beispielsweise der Ressourcenverbrauch in Bezug zur Produktionsleistung gesetzt wird.

BUNDESUMWELTMINISTERIUM (BMU) und UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2001) unterteilen die Umweltkennzahlen dabei in folgende drei Klassen (siehe Abb. 4):

- **Umweltleistungskennzahlen** beschreiben die Umweltleistung eines Unternehmens im operativen Bereich. Dazu gehören Stoff- und Energiekennzahlen (absolute/relative Verbräuche und Emissionen) sowie Infrastruktur- und Verkehrskennzahlen.
- **Umweltmanagementkennzahlen** bilden die Anstrengung und Aktivitäten des Managements ab, die Unternehmensleistung im Umweltbereich zu verbessern. Ähnlich wie die Kenngrößen der Sozialbilanz (siehe Kapitel 3.2.1) geben Umweltmanagementkennzahlen über tatsächliche Umweltwirkungen keine Auskunft.
- **Umweltzustandsindikatoren** charakterisieren Zustände und Eigenschaften der ökologischen Umwelt eines Unternehmens. Zustandskennzahlen ermöglichen die Darstellung der unmittelbaren Auswirkungen der Unternehmenstätigkeit auf die Umwelt.

Als „Umweltleistungsbewertung“ (*Environmental Performance Evaluation* (EPE); DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1999)) hat das Konzept der Umweltkennzahlen 1999 Eingang in die Normenreihe ISO 14000 ff gefunden.

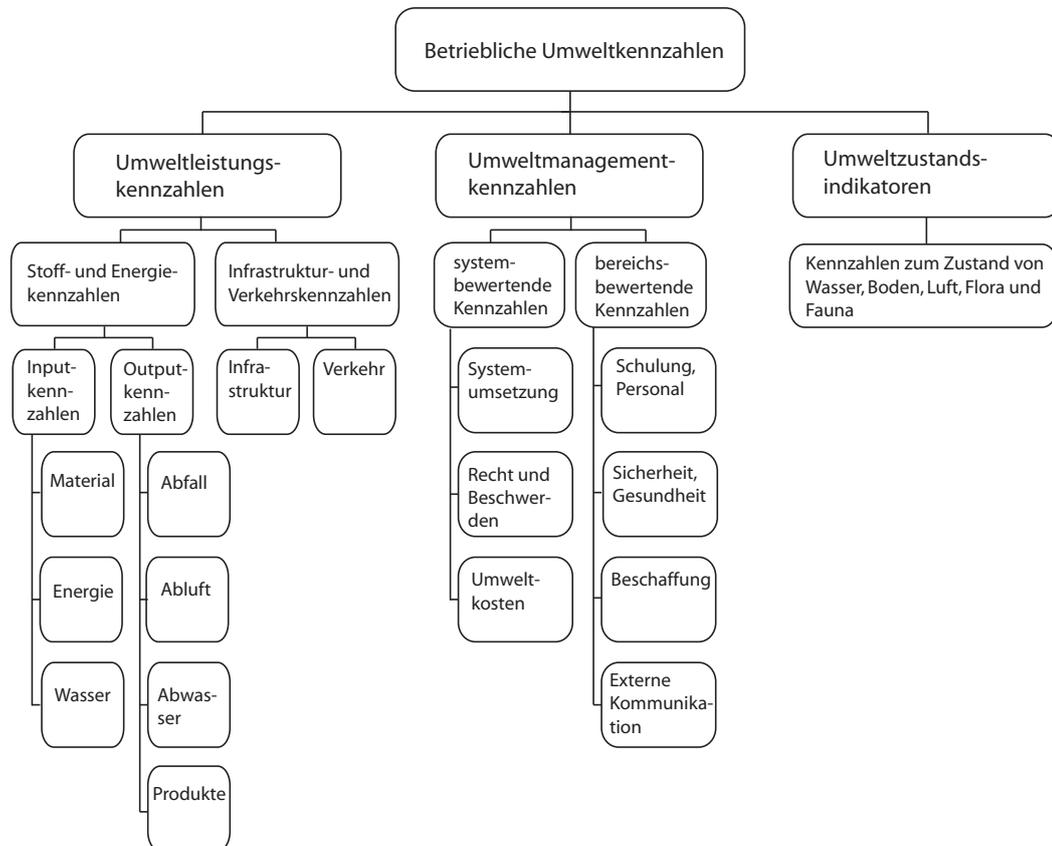


Abb. 4: Klassen von Umweltkennzahlen (BUNDESUMWELTMINISTERIUM (BMU), UMWELTBUNDESAMT (UBA), 1997)

3.3 Umweltbewertungsansätze in Landwirtschaft und Gartenbau

Die oben genannten Ansätze zur Bewertung der Umweltleistung wurden primär für industrielle Produktionssysteme entwickelt und zunächst auch in diesem Bereich angewendet. Seit den neunziger Jahren finden Verfahren wie die Ökobilanz erstmals auch zur Bewertung landwirtschaftlicher (HAAS und WETTERICH, 1999; GEIER, 1999, u.a.) und gartenbaulicher (GEIER et al., 1999) Produktionssysteme Verwendung. Dabei handelt es sich aber fast ausschließlich um allgemeine Vergleichsverfahren (z.B. konventioneller vs. ökologischer Anbau). Als Instrument zur betriebsindividuellen Bewertung und für ein kontinuierliches Umwelt-Monitoring ist die Ökobilanz hingegen in der Praxis nicht von Bedeutung. Dies liegt zum einen daran, dass die Erstellung von Ökobilanzen mit einem ho-

hen Zeit-, Personal- und Kapitalaufwand verbunden ist, so dass eine Implementierung in KMUs (kleine und mittelständische Unternehmen, Mitarbeiterzahl < 300) im Allgemeinen als nicht rentabel gilt (NEWBOLD et al., 1997; SCHALTEGGER et al., 2002). Zudem ergeben sich für den Bereich der landwirtschaftlichen und gartenbaulichen Produktion natürlich spezielle Problemfelder, die eine fachlich fundierte Implementierung erschweren und den Implementierungsaufwand zusätzlich erhöhen. Hierzu tragen vor allem komplexe biologische Systeme als zentrale Produktionskomponenten (Pflanze/Tier), heterogene Produktionsfaktoren (Anbauflächen), nicht oder nur schwer steuerbare Ein- und Austräge (Witterung, Sickerwasserbildung) und vielschichtige Wechselwirkungen innerhalb des Produktionssystems (Boden-Pflanze) bei.

Trotzdem besteht natürlich auch bzw. gerade in Landwirtschaft und Gartenbau der Bedarf nach Umweltbewertungsansätzen, die diese branchenspezifischen Bedingungen hinreichend berücksichtigen. Im Vordergrund steht dabei grundsätzlich die Forderung, einen geeigneten Kompromiss zwischen wissenschaftlicher bzw. fachlicher Glaubwürdigkeit einerseits und praktischer Anwendbarkeit andererseits zu finden (BOCKSTALLER et al., 2002). Während im Bereich der gartenbaulichen Produktionssysteme bislang kaum Ansätze in diese Richtung zu erkennen sind, wird in der Landwirtschaft schon seit mehreren Jahren an entsprechenden Methoden gearbeitet. Dabei stehen vor allem sogenannte Indikatorensysteme im Mittelpunkt der Diskussion. Im Ansatz ähneln diese speziellen landwirtschaftlichen Indikatorensysteme dem in Kapitel 3.2.5 beschriebenen Konzept der Umweltkennzahlen: durch eine standardisierte Auswahl an Umweltkenngrößen soll die Umweltleistung eines Systems möglichst prägnant dargestellt werden. In den allgemeinen Publikationen zu Kennzahlen- und Indikatorensystemen wird dabei stets die Komplexitätsreduktion als Hauptaufgabe von Indikatoren betont:

„[Man versucht] ...mit Nachhaltigkeitsindikatoren durch eine gezielte Auswahl von wenigen aussagekräftigen und repräsentativen Messgrößen aus der Vielzahl der Einzeldaten eine Komplexitätsreduktion zu erreichen und so zu einem einfachen Abbild der Wirklichkeit zu kommen.“ (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU), 2000).

Im Bereich der landwirtschaftlichen Umweltindikatorensysteme tritt allerdings ein anderer Aspekt der Indikatorbildung (zumeist implizit) in den Vordergrund, den MITCHELL et al. (1995) wie folgt definieren:

„...indicators are alternative measures that are used to identify the status of a concern when for technical or financial reasons the concern can not be measured directly“.

Dem Indikator landwirtschaftlicher Bewertungsverfahren kommt somit die Aufgabe zu, nicht oder nur schwer messbare Sachverhalte mit Hilfe von Modellen zu ermitteln. Zudem schließt die Bildung der Indikatoren bei landwirtschaftlichen Indikatorensystemen meistens bereits eine Bewertung bzw. Gewichtung dieses Sachverhaltes ein (z.B. landwirtschaftlicher Indikator nach KUL (s.u.): N-Saldo als dimensionsloser Wert auf einer Boniturskala, die das relative Gefährdungspotential ausdrücken soll), während üblicherweise nur der unbewertete Sachverhalt dargestellt wird (Beispiel für Kennzahl/Indikator gemäß ISO 14031: Nitratauswaschung in $[\frac{mgN}{m^2 \cdot a}]$). Die wichtigsten landwirtschaftlichen Indikatorenansätze sollen im Folgenden kurz vorgestellt werden.

Im Rahmen des *OECD Work Programme on Sustainable Development* wurde neben branchenübergreifenden Indikatoren (*core indicators*) ein Katalog mit spezifischen (*sectoral indicators*) landwirtschaftlichen Umweltindikatoren entwickelt (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD), 1997; ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD), 2001). Die OECD-Agrarumweltindikatoren verteilen sich dabei auf folgende vier Kategorien (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD), 2001) :

- Soziale und ökonomische Indikatoren: Betriebseinkommen, Ausgaben und Aufwände im Umweltbereich, Geschlechter- und Altersverteilung der Angestellten etc.
- Managementindikatoren: Einsatz nichtchemischer Schädlingsbekämpfungsmaßnahmen, Bewässerungstechnologie etc.
- Nutzung und Verbrauch von Ressourcen: Wasserverbrauch/-nutzungseffizienz, Pesticidverbrauch, N-Bilanz etc.
- Unmittelbare Umweltwirkungen: Wasserqualität, Produktion von Treibhausgasen, Biodiversität, etc.

Der Schwerpunkt des OECD-Konzeptes liegt dabei primär auf der Entwicklung eines Systems, das Informationen zur nachhaltigen Entwicklung auf nationaler Ebene liefert und damit zur politischen Entscheidungsfindung beiträgt.

Das von SANDS und PODMORE (2000) entwickelte System ESI (*Environmental Sustainability Index*) zielt hingegen stärker auf die Bewertung auf einzelbetrieblicher Ebene ab. Die Datengrundlage liefert dabei das Modell EPIC (*Erosion Productivity Impact Calculator*; WILLIAMS (1995)) aus dessen Simulationsergebnissen zunächst 15 Sub-Indikatoren gebildet werden, die in einem letzten Schritt schließlich zum Gesamtindex ESI zusammengefasst werden. Die Simulation mit EPIC erfolgt dabei in Tagesschritten, während die Bildung der Indikatoren auf Zeiträume von einem Jahr bzw. auf einzelne Jahreszeiten beschränkt ist.

Die ausführliche Beschreibung der in EPIC implementierten Einzelkomponenten und Modelle (WILLIAMS, 1995) gewährleistet eine hohe Transparenz des Ansatzes.

Ein relativ einfacher Ansatz liegt dem Computerprogramm EMA (*Environmental Management for Agriculture*) zugrunde (LEWIS und BARDON, 1998). Die Bewertung bei EMA erfolgt dabei prozessbasiert, d.h. einzelne Arbeitsvorgänge innerhalb des Produktionssystems (*activities*) werden meist anhand rein qualitativer (*best practice*), zum Teil aber auch anhand quantitativer Kriterien bewertet. Die einzelnen Prozesse werden bestimmten Teilbereichen des Produktionssystems zugeordnet (z.B. Pflanzenproduktion, Pflanzenschutz, Biotopmanagement etc.) und für jeden dieser Teilbereiche ein Indikator ermittelt. Jeder dieser Einzelindikatoren repräsentiert eine dimensionslose Größe zwischen -100 und 100. Positive Werte kennzeichnen Systeme mit „positiven“ Umwelteinflüssen, während Kennwerte unter Null für einen negativen Umwelteffekt stehen. Die Gewichtung resultiert aus dem Vergleich der aktuellen betrieblichen Situation mit der (aus der Perspektive des Umweltschutzes) vermeintlich „optimalen“ Situation. So fließen z.B. in die Bewertung einer Pflanzenschutzmaßnahme qualitative Kriterien, wie die Art der Pflanzenschutzmittellagerung, die Art der Applikation oder die Einhaltung der Aufzeichnungspflicht ein. Ähnlich ist die Vorgehensweise bei quantitativen Bewertungskriterien. So wird beispielsweise bei der N-Düngung die ausgebrachte Düngermenge mit Düngungsempfehlungen des Britischen Landwirtschaftsministeriums (im Kontext mit der Bodenart, Kultur und Jahresniederschlagssumme) verglichen. Aus der Abweichung zwischen den beiden Größen errechnet sich dann der entsprechende Indikatorwert. LEWIS und BARDON (1998) bezeichnen diesen Prozess der Bewertung, dessen Bewertungsmaßstäbe ausschließlich auf dem Konsens der am EMA-Projekt beteiligten Wissenschaftler basiert, als sehr subjektiv und potentiell kontrovers.

Ähnlich wie bei ESI und EMA handelt es sich bei dem an der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft Jena entwickelten Ansatz KUL (Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung) um ein Verfahren zur Umweltbewertung auf einzelbetrieblicher Ebene (ECKERT und BREITSCHUH, 1997; ECKERT et al., 1999). Der KUL-Indikatorenkatalog umfasst dabei 22 Indikatoren, die in fünf Wirkungskategorien unterteilt sind, wobei die Schwerpunkte auf den Kategorien Nährstoffhaushalt (neun Indikatoren) und Energie (sechs Indikatoren) liegen. Die übrigen Kategorien sind Bodenschutz, Pflanzenschutz sowie Landschafts- und Artenvielfalt. Wie bei EMA erfolgt die Indikatorbildung durch den Vergleich der IST-Situation vor Ort mit regional unterschiedlichen Ziel- bzw. Sollvorgaben. Dies resultiert in einer Boniturnote für den jeweiligen Indikator, wobei ein Wert von 1 dem Optimum, Werte zwischen 1 und 6 dem Toleranzbereich und Werte über 6 einem nicht tolerierbarem Gefährdungspotential entsprechen. Die Datenerhebung erfolgt mit Fragebögen, die im Betrieb ausgefüllt und gegen Gebühr in einer zentralen Auswertungsstelle verarbei-

tet werden. Die für die Auswertung verwendete Software ist nicht öffentlich verfügbar. Mit dem „Umweltsicherungssystem Landwirtschaft“ (USL) bietet die VDLUFA eine Zertifizierung landwirtschaftlicher Betriebe an, die methodisch auf dem KUL-Verfahren basiert (BREITSCHUH und ECKERT, 2002) .

Auch das INDIGO-Verfahren des INRA (Institut National de la Recherche Agronomique) entspricht vom Konzept her weitestgehend dem KUL-Ansatz (BOCKSTALLER et al., 1997, 2002). Der wesentliche Unterschied besteht in den für die Ermittlung der einzelnen Indikatorwerte verwendeten Methoden und dem Umfang der Indikatorliste (8 Indikatoren). Die verwendete Boniturskala reicht von 0 bis 10 (0 = schlecht, 7 = empfohlener Wert, 10 = gut). Die Auswertung findet nicht wie bei KUL zentral, sondern vor Ort statt. Für die im Vergleich zu anderen Verfahren relativ aufwendig zu ermittelnden Pflanzenschutzindikatoren existiert mittlerweile eine kommerzielle EDV-Lösung.

Anders als bei den oben genannten Ansätzen ESI, EMA, INDIGO und KUL steht bei dem Computerprogramm REPRO (HÜLSBERGEN, 2003) die Betrachtung und Modellierung des landwirtschaftlichen Betriebs als Gesamtsystem im Vordergrund. Abhängigkeiten und Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Betriebskomponenten können auf diese Art und Weise bei der Analyse und Bewertung des Betriebs berücksichtigt werden. Das Modell des Gesamtsystems bildet dabei zunächst die Grundlage für die Ermittlung umweltrelevanter Energie- und Stoffströme, die ihrerseits in die Bildung der REPRO-Umweltindikatoren einfließen. Die Bewertung erfolgt auch bei REPRO mit Hilfe einer dimensionslosen Indikatorarstellung, bei der jeder Indikator einen Wert zwischen 0 und 200% haben kann. Diese relativen Indikatorgrößen ergeben sich aus dem Vergleich des aktuellen IST-Wertes mit einem Ziel- bzw. Vergleichswert. Als Ziel- bzw. Vergleichsvarianten stehen regionale Zielwerte, Referenzjahre oder andere Betriebe zur Auswahl. Die IST-Werte werden jeweils für ein Betriebsjahr auf Ebene des Gesamtbetriebs gebildet. REPRO bietet bei der Auswertung eine Auswahl von 200 Indikatoren an, aus denen individuelle Indikatorlisten zusammengestellt werden können.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass im landwirtschaftlichen Bereich vornehmlich Ansätze der Umweltdokumentation und -bewertung diskutiert werden, die als Indikatorensysteme bezeichnet werden. Bei allen Indikatorensystemen erfolgt die Gesamtbewertung anhand eines fest vorgegebenen (ESI, EMA, INDIGO, KUL) bzw. konfigurierbaren (REPRO) Indikatorkatalogs. Bei den Indikatoren handelt es sich um meist dimensionslose Kenngrößen, die einen bestimmten Umweltaspekt bewertend darstellen. Bei der Bildung der Einzelindikatoren ist die Erfassung und Ermittlung der Eingangsdaten meist nicht immer klar von der eigentlichen Wertung getrennt. Die den Bewertungsverfahren zugrun-

deliegenden Wertemaßstäbe sind bei allen Verfahren mit Ausnahme von REPRO festgelegt. REPRO erlaubt die Definition eigener Bewertungsfunktionen. Auch die Bewertungsebene bzw. die Bewertungsgrenze (räumlich, zeitlich) ist bei den meisten Verfahren vorgegeben (ESI, EMA, INDIGO, KUL). Nur REPRO bietet hierbei eine größere Flexibilität. Direkte Vergleiche unterschiedlicher Bewertungsansätze in der Praxis (KUL-INDIGO, [BOCKSTALLER et al. \(2002\)](#), KUL-REPRO [MEYER-AURICH \(2003\)](#)) lassen darauf schließen, dass die Anwendung der Ansätze im Einzelfall für analoge Indikatoren zu durchaus unterschiedlichen bis widersprüchlichen Aussagen führen kann. Entsprechende Verfahren für den Bereich der gartenbaulichen Produktion gibt es derzeit nicht.

4 Methodische Grundlagen der Systemanalyse und Modellierung

Anthropogene Umweltwirkungen sind oftmals das Ergebnis des komplexen Zusammenspiels einer Vielzahl unterschiedlicher Prozesse. Dementsprechend schwierig kann sich im Einzelfall die Erfassung und Analyse der Umweltwirkungen gestalten. Auch die Eingrenzung auf kleinere Untersuchungsbereiche, wie den Einzelbetrieb oder den Produktlebenszyklus, führt dabei nicht notwendigerweise zu einer entscheidenden Vereinfachung dieser Ausgangssituation. Selbst ein isolierter Prozess innerhalb einer Produktionskette kann eine ganze Palette an Umweltwirkungen verursachen. Ein regulierender Eingriff in einen Einzelprozess kann wiederum andere Prozesse innerhalb des Produktionssystems beeinflussen. Einfache Ursache-Wirkungs-Ketten genügen dabei nicht, um diese komplexen Sachverhalte und Zusammenhänge aus dem Bereich der Umweltbewertung befriedigend erfassen und erklären zu können. Vielmehr ist ein Lösungsansatz notwendig, der die Struktur und die vielfältigen Wechselwirkungen realer Systeme abbildet und somit eine Analyse sowohl gedanklich als auch technisch möglich macht.

4.1 Systemtheorie

Aus der Erkenntnis, dass sich diverse Sachverhalte oftmals nicht befriedigend mit einfachen Kausalschemata erfassen und erklären lassen, resultiert die Verwendung systemtheoretischer Ansätze in den verschiedensten wissenschaftlichen Disziplinen. Zielsetzung der Systemtheorie ist dabei zunächst eine formale Beschreibung und Erklärung struktureller und funktionaler Eigenschaften und Gesetzmäßigkeiten realer Systeme mit einer universellen, d.h. in den verschiedenen Wissenschaftsdisziplinen einheitlichen Terminologie. Der zu untersuchende Problembereich ist dabei möglichst umfassend unter Berücksichtigung aller relevanten Prozesse und Wechselwirkungen zu erfassen. Ziel ist, die auf diese Art gewonnenen Erkenntnisse durch Generalisierung auf strukturell ähnliche Systeme zu übertragen. Voraussetzung für die Anwendung eines entsprechenden Systemansatzes ist die Klärung und Definition einiger grundlegender Begriffe der Systemtheorie und Kybernetik.

Unter einem System versteht man in der Systemtheorie eine Menge von Systemelementen (Objekten) und einer Menge von Systemrelationen (Beziehungen), die zwischen diesen Elementen existieren (siehe Abb. 5). Das System repräsentiert dabei einen Teilausschnitt der Wirklichkeit. Je nach Wissenschaftsdisziplin lassen sich beispielsweise biologische, physikalische, wirtschaftliche oder soziologische Systeme unterscheiden. Welcher Wirklichkeitsausschnitt im Einzelfall einem System zugeordnet wird, ist dabei abhängig von der jeweiligen Perspektive der systemanalytischen Betrachtung. Diese Perspektive bzw. das sogenannte

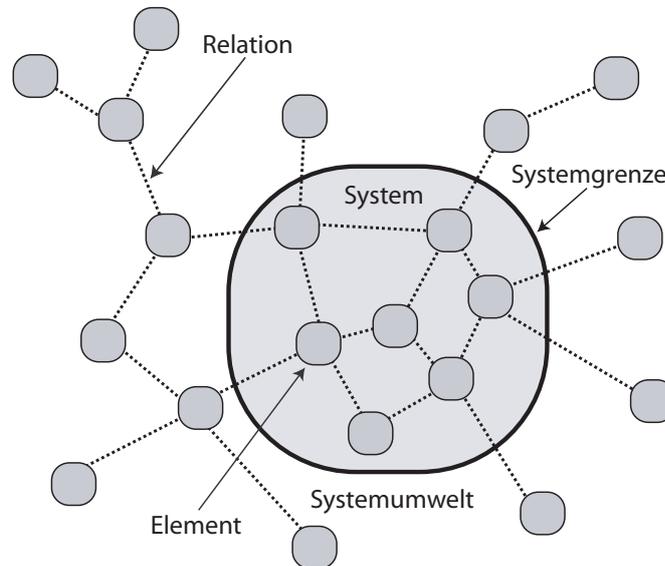


Abb. 5: Grundbegriffe der Systemtheorie

Systemziel, das explizit oder implizit mit einem System verknüpft ist, bestimmt, welche Elemente zum System gehören und welche Relationen bei der Systembetrachtung von Bedeutung sind (HÄUSLEIN, 2004). Der Verlauf der Systemgrenze, die das System gegenüber der Systemumwelt abgrenzt, wird folglich vom Systemziel festgelegt und ist somit rein subjektiv. Genau wie das Gesamtsystem ist die Systemgrenze immer nur ein gedankliches Hilfskonstrukt und kein real existierendes Gebilde (STEFFEN und BORN, 1987). Das schließt im Einzelfall natürlich nicht aus, dass Systemgrenzen realen Strukturen entsprechen. So ist beispielsweise denkbar, dass bei einer zellbiologischen Fragestellung die Zellwand gleichzeitig der Systemgrenze entspricht. Bei der Untersuchung eines Produktlebenszyklus im Rahmen einer Ökobilanz ist die Anlehnung der Systemgrenze an physische Strukturen hingegen nicht mehr ohne Weiteres möglich. Der Verlauf der Grenze ist dabei nicht immer klar ersichtlich und keineswegs einfach zu bestimmen (welche Elemente der Vorproduktion/Entsorgung sind Teil des Produktlebenszyklus und welche nicht?). Die explizite Festlegung der Systemgrenze ist in diesem Fall elementarer Bestandteil der systemwissenschaftlichen Untersuchung.

Innerhalb eines Systems stellt ein einzelnes Element die jeweils kleinste hinsichtlich des Systemziels relevante Einheit dar. Bezogen auf ein alternatives Systemziel kann das Element dabei selbst die Eigenschaften eines Systems aufweisen und wiederum aus (Sub-)

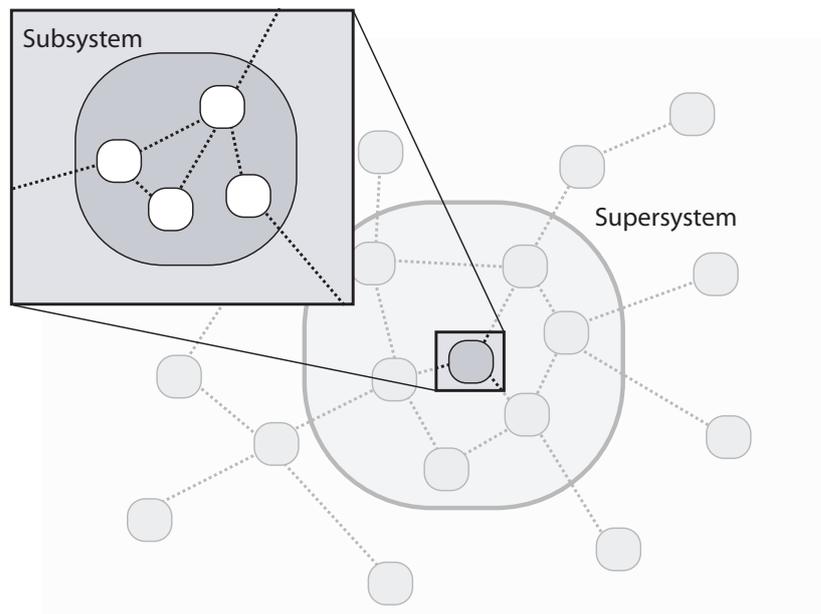


Abb. 6: System und Subsystem

Elementen und (Sub-) Relationen bestehen. Das Element wird damit zum Subsystem des übergeordneten (Super-) Systems (siehe Abb. 6).

Bei den Systemrelationen unterscheidet [HÄUSLEIN \(2004\)](#) zwischen Ordnungs- und Wirkungsrelationen. Eine Wirkungsrelation bezieht sich auf den Einfluss, den ein Element A durch Übertragung von Energie, Materie oder Information auf ein anderes Element B ausübt. Diese Übertragung stellt für das Element A einen Austrag (Output), für das Element B einen Eintrag (Input) dar. Wirkungsrelationen charakterisieren somit vor allem die Dynamik eines Systems. Ordnungsrelationen beschreiben hingegen eher die statische Struktur eines Systems. In einem gartenbaulichen Betrieb wird eine Kultur beispielsweise auf einer ganz bestimmten Anbaufläche kultiviert. Räumlich betrachtet existiert zwischen Kultur und Anbaufläche damit eine Ordnungsrelation. Da die Kultur der Fläche Feuchtigkeit und Nährstoffe entzieht, bestehen aber gleichzeitig Wirkungsrelationen zwischen den beiden Elementen. Existieren sogenannte äußere Relationen, d.h. Wirkungsrelationen zwischen systeminternen und systemexternen Elementen (ergo: wenn Wirkungsrelationen die Systemgrenze „kreuzen“), spricht man von einem offenen, andernfalls von einem geschlossenen System. Äußere Relationen beeinflussen somit das System. Im Allgemeinen geht man aber gleichzeitig vereinfachend davon aus, dass die Systemumwelt nicht durch die äußere Relation beeinflusst wird. Die Systemumwelt ist quasi unendlich robust, eine unmittelbare

Rückkoppelung von der Systemumwelt auf das System kann somit vernachlässigt werden (IMBODEN und KOCH, 2003).

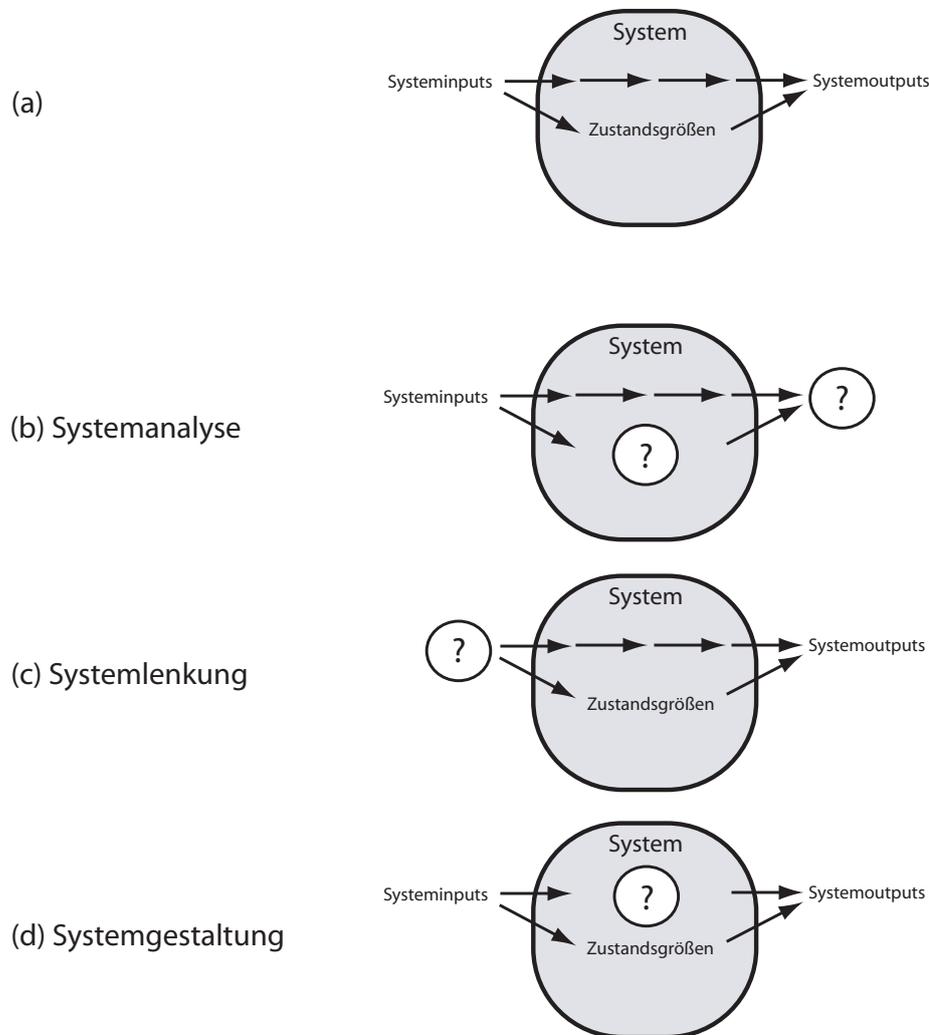


Abb. 7: Merkmale dynamischer Systeme (a) und systemtheoretische Fragestellungen (b-d)

Jedes Element ist charakterisiert durch eine Auswahl an Attributen. Die Werte dieser Attribute zu einem bestimmten Zeitpunkt definieren den aktuellen Zustand des Elements. Die Attributwerte können dabei variabel oder konstant sein. Der Zustand eines Systems ergibt sich aus der Summe der Zustände der Systemelemente und der Systemstruktur (Elemente und Relationen) zu einem bestimmten Zeitpunkt. Verändert sich der Systemzustand oder

die Systemstruktur innerhalb eines Beobachtungszeitraumes handelt es sich um ein dynamisches, sonst um ein statisches System. Die Klassifizierung als offenes/geschlossenes bzw. statisches/dynamisches System wird wiederum durch das Systemziel bestimmt.

Die Dynamik offener, dynamischer Systeme beruht somit auf der Transformation von Systeminputs in Systemzustandsgrößen und Systemoutputs (siehe Abb. 7 a). Die Transformationseigenschaften des Systems sind dabei wiederum abhängig von der Systemstruktur und den Eigenschaften der einzelnen Systemelemente. Anhand dieser Aufteilung lassen sich systemwissenschaftliche Fragestellungen nach drei Grundtypen klassifizieren (BERG und KUHLMANN, 1993a; STEFFEN und BORN, 1987):

- Systemanalyse bzw. -verhalten: die Transformationseigenschaften sowie Systeminput sind vorgegeben. Gesucht ist das Ergebnis der Transformation, d.h. die Systemzustände und der -output (7 b).
- Systemlenkung: gesucht ist hier der Systeminput durch den sich bei einem gegebenen System ein angestrebter Systemoutput realisieren lässt (7 c).
- Systemgestaltung: gesucht ist ein System (bzw. bestimmte Systemeigenschaften), mit dem sich ein vorgegebener Systeminput in einen angestrebten Systemoutput transformieren lässt (7 d).

4.2 Modellierung und Simulation

Zur Lösung der oben beschriebenen Fragestellungen bieten sich zwei Vorgehensweisen an: die Untersuchung am realen System und die Simulation. In vielen Bereichen ist die Untersuchung am realen System aus praktischen Gründen nicht sinnvoll oder schlicht unmöglich. So kann die Frage nach dem Einfluss von CO₂-Emissionen auf das globale Klima sicherlich nicht experimentell gelöst werden. Es ist offensichtlich, dass ein solcher Ansatz wohl jeden finanziellen und zeitlichen Rahmen sprengen und zudem das zu untersuchende Originalsystem in unerwünschtem Maße beeinflussen würde. Alternativ werden bei der Simulation derartige Fragestellungen nicht am Originalsystem, sondern am Modell untersucht. ŠTOFF (1969) definiert den Begriff des Modells wie folgt:

„Unter einem Modell wird ein ideell vorgestelltes oder materiell realisiertes System verstanden, das das Forschungsobjekt widerspiegelt oder reproduziert und es so zu vertreten mag, dass uns sein Studium neue Informationen über dieses Objekt vermittelt.“

Ein Modell ist somit zunächst selbst ein System, das ein anderes System abbildet. Diese Abbildung abstrahiert dabei die wesentlichen Merkmale des Originalsystems. Welche Systemmerkmale dabei wesentlich sind, hängt vom Modellzweck ab, d.h. von der Fragestellung, die mit Hilfe des Modells geklärt werden soll. Das Maß, in dem ein Modell einen Modellzweck erfüllt, bestimmt die Modellqualität und die Gültigkeit eines Modells. Der Nachweis der Gültigkeit eines Modells (Validierung) ist dabei ein wichtiger Bestandteil der Modellbildung und -anwendung. Dieser Nachweis ist meist nicht in der Art eines mathematischen Beweises zu führen, sondern wird meist auf der Ebene von Plausibilitätsbetrachtungen und expliziten Begründungen der einzelnen Schritte der Modellbildung erbracht (HÄUSLEIN, 2004). Letztlich basiert die gesamte Wahrnehmung des Menschen auf Modellierung: aus einer Fülle von Sinnesreizen werden diejenigen Informationen gefiltert, die zur Lösung einer bestimmten Problematik geeignet erscheinen. Diese Informationen werden dann zu einem mentalen Modell der realen Umwelt zusammengefügt (vgl. JOHNSON-LAIRD, 1983). Im Bewusstsein wird nur dieses Modell wahrgenommen, alle übrigen Sinnesreize werden „ausgeblendet“. Dieser unbewusste Vorgang der Komplexitätsreduktion ermöglicht somit bei begrenzter kognitiver Kapazität eine zweckmäßige Wahrnehmung der Umwelt. Neben dieser mentalen Form des Modells werden nach der Art des Modellmediums folgende Repräsentationsformen unterschieden:

- Gegenständliche Modelle: gegenständliche Abbildung eines gegenständlichen Systems (z.B. Modelleisenbahn, Crash-Test-Dummy)
- Ikonische Modelle: bildhafte Abbildung eines gegenständlichen Systems (z.B. Foto)
- Symbolische Modelle: symbolisierte Abbildung eines beliebigen Systems in einer verbalen oder einer formalen Sprache (z.B. mathematische Formel, Diagramm, Computerprogramm).

Neben der Repräsentationsform ist auch der Modelltyp ein Kriterium zur Klassifizierung von Modellen. Nach dem zugrundeliegenden Modellzweck werden dabei zwei Typen unterschieden, nämlich verhaltensbeschreibende und verhaltensklärende Modelle. Das verhaltensbeschreibende Modell muss dabei lediglich das Verhalten des Systems abbilden. Bezogen auf die oben erläuterten Grundmerkmale eines Systems (siehe Abb. 7 a) beschränkt sich die Analogie zwischen Original und Modell auf die Systeminputs und -outputs. Die Struktur des Originalsystems ist unbekannt und muss keine Übereinstimmungen mit der Modellstruktur aufweisen. In Anlehnung an diese Nicht-Sichtbarkeit der Systeminhalte spricht man in diesem Fall vom Blackbox-Ansatz. Verhaltensklärende Modelle erfordern hingegen eine Analogie der Systemstrukturen des Originals und des Modells, da die Kausalzusammenhänge abgebildet werden sollen. Voraussetzung hierfür sind fundierte Kenntnisse über die

Struktur des Originals. Entsprechend zum Begriff der Blackbox wird im Zusammenhang mit dem verhaltensklärenden Ansatz gelegentlich der Begriff Whitebox oder Glassbox verwendet.

4.3 Objektorientierte Analyse (OOA) und Design (OOD)

Voraussetzung bei der Erstellung eines Modells ist die Analyse des Originalsystems, das vom Modell abgebildet werden soll. Bei der Analyse (gr. *αυαλλυειν* = auflösen) wird dabei das zu untersuchende System zunächst in seine Systemkomponenten aufgeteilt, d.h. die hinsichtlich des Systemzwecks relevanten Elemente, Relationen sowie die Systemgrenze bestimmt. Die Grundbestandteile dienen dann als Bausteine eines neuen Systems - des Modells. Die Repräsentation realer Systeme am Computer erfordert dabei ein „*representation scheme*“ (ZEIGLER, 1990), d.h. eine formale Sprache die eine programmatische Implementierung des Modells ermöglicht. Die verschiedenen Sprachen folgen dabei unterschiedlichen Sprachparadigmen, d.h. unterschiedlichen Beschreibungskonzepten. Die Klassifizierung dieser Paradigmen ist in der Literatur nicht einheitlich (KING, 1992) und für einzelne Sprachen meist nicht eindeutig, da innerhalb einer Sprache gleichzeitig verschiedene Paradigmen unterstützt werden können. Häufig wird aber zwischen dem imperativen, dem funktionalen und dem logischen Paradigma unterschieden (vgl. BUDD und PANDEY, 1995). Eine Untergruppe der imperativen Sprachen bilden dabei die objektorientierten Sprachen, die gerade im Bereich der ökologischen Modellierung von besonderer Bedeutung sind (ARGENT, 2004). Das objektorientierte Sprachparadigma, das seit den 1990er Jahren weite Verbreitung findet, wurde mit Simula I (*simulation language*) und dessen Nachfolger Simula 67 bereits Mitte der 1960er Jahre erstmalig eingeführt (DAHL und NYGAARD, 1966; DAHL, 2002) und in der Sprache Smalltalk Anfang der 1970er Jahre weiterentwickelt (CAPRETZ, 2003). Jüngere und prominentere Vertreter der OO-Sprachfamilie sind C++, Java, C# oder Ruby. Wie der Name bereits nahelegt wurde Simula ursprünglich als Sprache zur Simulation und Abbildung realer Systeme entwickelt. Einige der verwendeten Grundkonzepte ähneln dabei den in den vorhergehenden Kapiteln vorgestellten Ansätzen der Systemtheorie. Wenngleich der Begriff der Objektorientierung (OO) nicht eindeutig definiert ist und sich inhaltlich seit den 1960er Jahren weiterentwickelt hat, gelten einige Basiskonzepte heute im Allgemeinen als wesentliche Kennzeichen objektorientierter Ansätze. COAD und YOURDON (1991), die neben den sogenannten „*three amigos*“ (Grady Booch, James Rumbaugh und Ivar Jacobson) den Begriff der objektorientierten Analyse (OOA, *object oriented analysis*) in den 1990er Jahren wesentlich mitgeprägt haben, definieren OO folgendermaßen:

„*Object-Oriented = Classes and Objects + Inheritance + Communication with messages*“

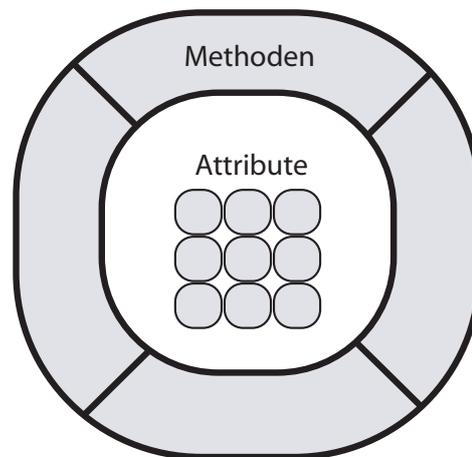


Abb. 8: Charakteristika eines Objekts: Objektmethoden und -attribute (geändert nach [PRESSMAN, 2001](#))

Diese elementaren OO-Konzepte sowie einige weitere OO-Merkmale sollen im Folgenden kurz vorgestellt werden.

4.3.1 Objekte und Klassen

Im Zentrum der objektorientierten Analyse (OOA, *object oriented analysis*) und des objektorientierten Entwurfs (OOD, *object oriented design*) steht der Begriff des Objekts. Ein Objekt repräsentiert dabei innerhalb eines Objektmodells ein Element eines Systems (siehe Abb. 5). Jedes einzelne Objekt wird durch seine datenspezifischen Eigenschaften (Attribute) und sein funktionspezifisches Verhalten (Methoden; engl.: *methods, operations* oder *services*) charakterisiert ([MEIER und WÜST, 2000](#), siehe Abb. 8). Die Attributwerte des Objekts werden wiederum durch Objekte repräsentiert, deren Wertebereich für jedes Attribut definiert ist. Dabei besitzt jedes Objekt - auch bei identischen Attributwerten und Verhalten - eine eigene Objektidentität.

Einzelne Objekte werden üblicherweise nicht gesondert implementiert, sondern es werden zunächst durch Abstraktion Objektklassen gebildet. Eine Klasse ist somit die Generalisierung einer Menge von Objekten mit gleichen Attributen und Methoden. Jedes Objekt der Objektmenge ist eine Entität bzw. Instanz dieser Klasse. Die Klasse gibt - wie eine Schablone - Methoden und Attribute der Objekte vor. Durch Instanziierung der Klasse und Zuweisung von Attributwerten zu diesen Attributen entsteht ein Objekt (siehe Abb. 9). Die Attribute eines Objekts sind umgeben von den Methoden (siehe Abb. 8). Der Zugriff

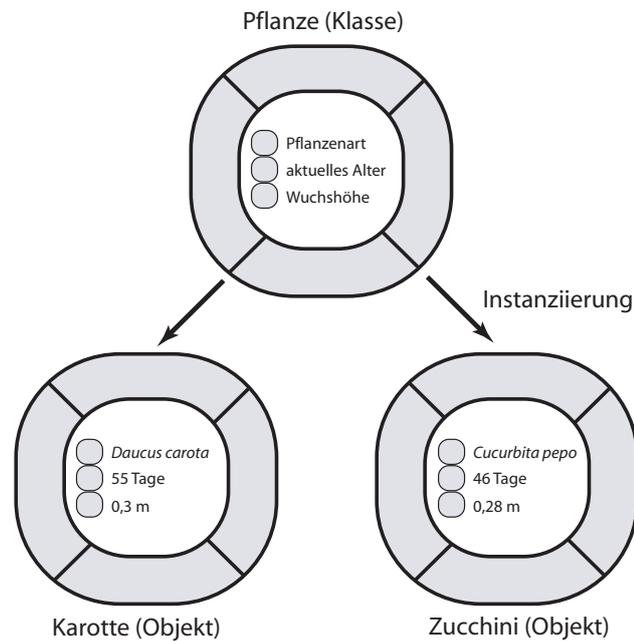


Abb. 9: Aus generalisierten Klassen werden durch Instanziierung Objekte gebildet. Dabei werden den in der Klasse definierten Attributen Attributwerte zugewiesen

und die Manipulation der Attribute ist somit nur über die Methoden möglich. Nach außen sichtbar sind nur die Schnittstellen der Methoden (Methodenköpfe), während sowohl die Attribute als auch die Methodenimplementierungen (Methodenrumpfe), die die Algorithmen zur Manipulation der Attribute beinhalten, versteckt bleiben. Man spricht in diesem Fall von Kapselung - das Objekt entspricht einer Blackbox. Da einzelne Objekte ausschließlich über diese Schnittstellen miteinander kommunizieren, ermöglicht die Kapselung Metadaten und Algorithmen einer Klasse zu modifizieren, ohne dass andere Programmteile angepasst werden müssen.

4.3.2 Vererbung, Generalisierung und Spezialisierung

Wie oben (Kap. 4.3.1) bereits beschrieben wird beim Entwurf von OO-Modellen üblicherweise nicht jedes einzelne Objekte gesondert modelliert, sondern zunächst versucht, die Objekte zu klassifizieren, d.h. Objekte ähnlicher Eigenschaften durch Abstraktion in Klassen zusammenzufassen. Die Attribute und Methoden müssen somit nur einmal für die Klasse und nicht für jedes Objekt einzeln festgelegt werden. Unterschiedliche Klassen können

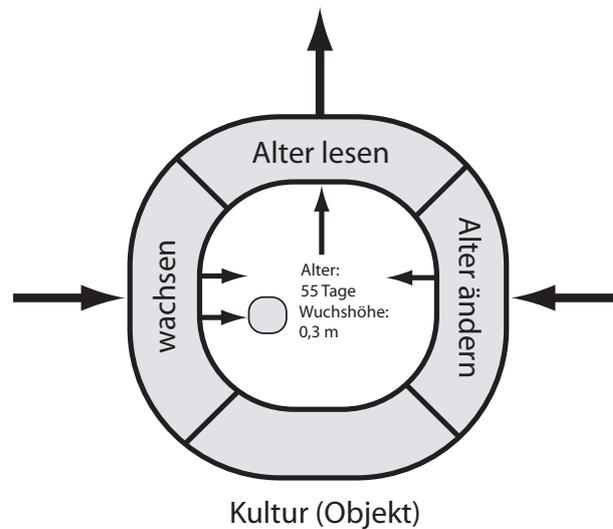


Abb. 10: durch Kapselung sind Attributwerte und Methodenimplementierungen eines Objekts nach außen versteckt, sichtbar sind nur die Methodenköpfe („Alter lesen“, „Alter ändern“ und „wachsen“)

dabei noch weiter abstrahiert und zu einer übergeordneten Klasse (Superklasse) zusammengefasst werden (Generalisierung). Umgekehrt können Klassen in untergeordneten Klassen (Subklassen) verfeinert werden (Spezialisierung). Auf diese Art entsteht eine Klassenhierarchie, bei der nach oben der Grad der Generalisierung, nach unten der Grad der Spezialisierung zunimmt. Das Beispiel in Abbildung 11 zeigt einen Ausschnitt der Systematik der Pflanzen. Die Klasse *Asteridae* ist eine Spezialisierung bzw. Subklasse der Klasse *Zweikeimblättrige*. Die Klassen *Blütenpflanzen*, *Samenpflanzen* und *Gefäßpflanzen* sind Generalisierungen bzw. Superklassen der *Zweikeimblättrigen*. Subklassen „erben“ dabei die Attribute und Methoden der jeweiligen Superklasse und werden durch zusätzliche Attribute und Methoden spezialisiert. Dieser Mechanismus der Vererbung führt zusammen mit der Klassifizierung zu einem hohen Maß an Wiederverwendbarkeit der einzelnen Bestandteile des Objektmodells, da Klassenmerkmale auf der höchstmöglichen Abstraktionsebene implementiert werden und damit allen Spezialisierungen zur Verfügung stehen.

Das Beispiel der Systematik der Pflanzen stellt den einfachsten Fall einer Klassenhierarchie dar: jedes einzelne Objekt (also jede Pflanze) lässt sich genau einer Klasse auf der höchsten Spezialisierungsebene (der Art) zuordnen. Eine Pflanze gehört niemals zwei Arten gleichzeitig oder gar keiner Klasse an; die Spezialisierungsmengen sind somit disjunkt und vollständig. Eine alternative Klassifizierung der Pflanzen nach den Klassen *Forstpflanzen*, *Zierpflanzen* und *Nahrungspflanzen* würde hingegen zu überlappenden Spezialisierungs-

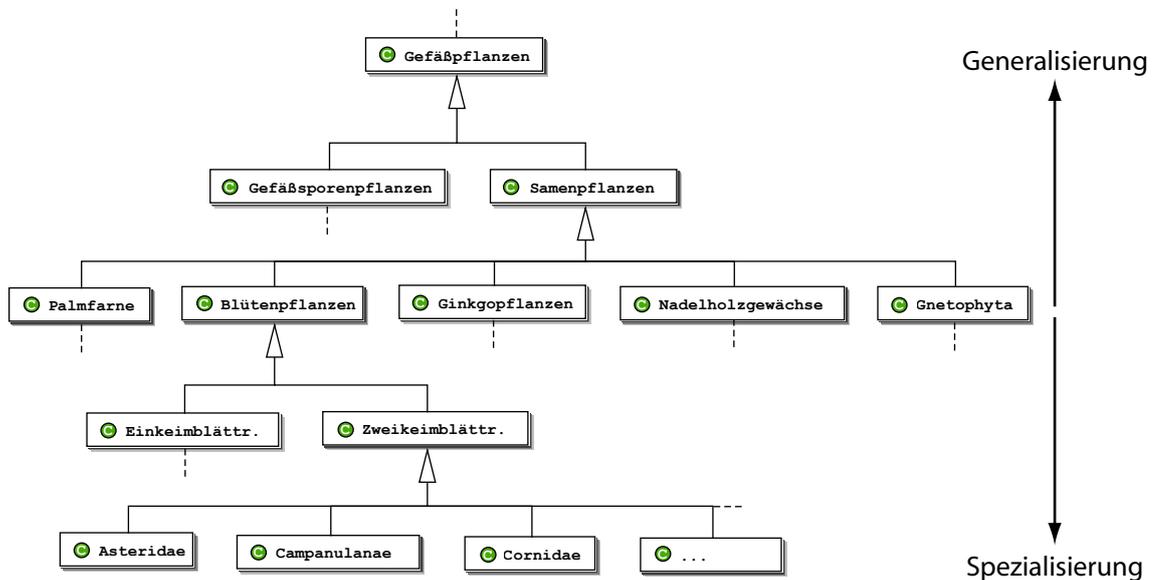


Abb. 11: Klassenhierarchie am Beispiel der Systematik der Pflanzen (UML-Notation)

mengen führen, da sich einzelne Pflanzen(-arten) verschiedenen Klassen zuordnen ließen (z.B. Paprika als Zier- oder Nutzpflanze). Im Allgemeinen wird für die Schnittmengen bei der OO-Modellierung eine neue Klasse gebildet. Ist die neue Schnittmengenklasse eine Subklasse von mehreren Obermengenklassen spricht man von Mehrfachvererbung, ansonsten von der Einfachvererbung. Da sich andererseits nicht alle Pflanzenarten mindestens einer der Klassen *Forstpflanzen*, *Zierpflanzen* oder *Nutzpflanzen* zuordnen lassen, ist die Spezialisierung unvollständig (Abb. 12).

4.3.3 Kommunikation

Die bislang beschriebenen Begriffe der OO-Modellierung Objekt, Klasse und Vererbung betreffen primär die statischen Aspekte der Abbildung eines Systems. Bei der Modellierung der Dynamik stehen hingegen die Interaktionen bzw. Kommunikation der einzelnen Objekte untereinander im Vordergrund. Eine Interaktion erfolgt dabei durch eine Nachricht (engl. *message*), über die ein Objekt A ein anderes Objekt B auffordert, eine bestimmte Me-

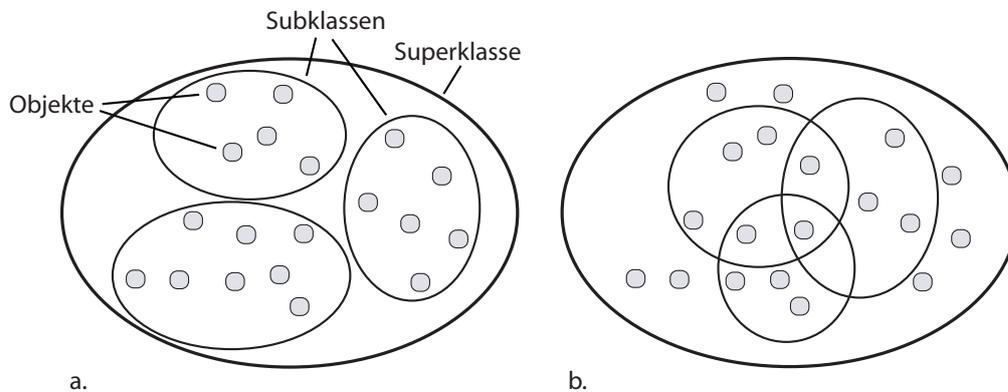


Abb. 12: Disjunkte, vollständige (a) und überlappende, unvollständige Objektmengen (verändert nach MEIER und WÜST, 2000)

thode auszuführen. Eine Nachricht besteht dabei aus folgenden Bestandteilen (PRESSMAN, 2001):

Nachricht : [Adressat, Methode, Parameter]

Adressat steht dabei für das Zielobjekt der Nachricht, **Methode** für die auszuführende Methode und **Parameter** für eine beliebige Anzahl an zusätzlichen Information, die für die Ausführung der Methode benötigt werden. Häufig wird in OO-Sprachen hierfür die sogenannte Punktnotation verwendet:

```
adressat.methodenname(parameter0, ..., parametern)
```

Nach der Ausführung der Methode kann die Methode einen beliebigen Rückgabewert an das aufrufende Objekt A zurückliefern. Für das aufrufende Objekt A ist dabei nur der sogenannte Methodenkopf der aufzurufenden Methode bekannt, aber nicht deren Implementierung (siehe Konzept der Kapselung, Kap. 4.3.1). Die Definition von Methodenköpfen innerhalb von Objektklassen erfolgt dabei nach folgendem allgemeinen Muster:

```
rückgabewert-Typ methodenname(parameter0-Typ, ..., parametern-Typ)
```

Der **rückgabewert-Typ** legt dabei die Klasse des Rückgabewertes, **parameter_i-Typ** die Klasse des jeweiligen Parameterwertes fest.

4.3.4 Polymorphismus

Eine wichtige Eigenschaft von Objektattributen ($\hat{=}$ Variablen) in objektorientierten Programmiersprachen ist der Polymorphismus. Wie bereits zuvor (Kap. 4.3.1) beschrieben, werden die Attributwerte eines Objekts wiederum durch Objekte repräsentiert. Der Typ des Attributobjekts, d.h. die Klasse, der das Objekt angehören muss, wird durch den Variablentyp definiert. Die Variable kann dann mit einem beliebigen Objekt der vorgegebenen Klasse oder irgendeiner ihrer Subklassen belegt werden (Substituierbarkeitsprinzip). Die von der Superklasse an die Subklassen vererbten Methoden können dabei in den Subklassen vollkommen unterschiedlich implementiert sein. Welche Methodenimplementierung bei einem Zugriff auf die Methode eines Attributobjekts tatsächlich ausgeführt wird, ist somit vom Kontext (der jeweiligen Klasse des Objekts) abhängig und wird erst zur Programmausführung bestimmt. Im Gegensatz zum Polymorphismus sind beim Monomorphismus die Variablen auf einen ganz bestimmten Typ beschränkt. Der Mechanismus der Polymorphie trägt somit erheblich zur Wiederverwendbarkeit und Erweiterbarkeit von Softwaresystemen bei (GAMMA et al., 1994c).

5 Konzeption eines Umweltinformationssystems für den Gartenbau

Im folgenden Kapitel soll das Grundkonzept eines Betrieblichen Umweltinformationssystems (BUIS) für den Gartenbau entwickelt werden. Voraussetzung dafür ist zunächst eine klare Formulierung der Anforderungen an dieses BUIS.

5.1 Anforderungen

Bei der Erstellung des Anforderungsprofils soll zunächst auf die in der entsprechenden Fachliteratur häufig genannten Grundanforderungen an BUIS zurückgegriffen werden (siehe u.a.: BUTTERBRODT et al., 1995; HILTY, 1995; TISCHLER, 1996a; HAASIS, 1999; KUTSCHE und RÖTTGERS, 1999; KÜRZL, 1999). Für ein konkretes Konzept muss dieser Grundkatalog allerdings noch erweitert bzw. verfeinert und in einen branchenspezifischen Kontext gesetzt werden. Dabei sollen auch die Eigenschaften der in Kapitel 3.3 vorgestellten landwirtschaftlichen BUIS berücksichtigt werden. Allgemeine Anforderungen an die Softwareentwicklung, wie z.B. die in DIN 9241 formulierten Kriterien der ergonomischen Dialoggestaltung (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 2002), werden an dieser Stelle nicht näher erläutert, wenngleich auch sie bei Implementierung des BUIS (Kap. 6) als Vorgabe dienen.

5.1.1 Vollständigkeit

Häufig wird die Vollständigkeit, d.h. die Berücksichtigung aller umweltrelevanter Informationen, als eine der wichtigsten Grundanforderungen an BUIS genannt. Diese Forderung resultiert aus der Erkenntnis, dass Umweltwirkungen nicht unabhängig voneinander auftreten, sondern oftmals eine enge Korrelation aufweisen. Die isolierte Betrachtung eines Umweltaspektes, ohne Berücksichtigung korrelierter Aspekte, kann dabei schnell zu falschen Aussagen und Fehlentscheidungen führen.

Um diesen Sachverhalt zu verdeutlichen, sei folgendes Beispiel angeführt: eine streng bedarfsorientierte Düngung einer Kultur mit einer Düngerapplikation in kurzen Intervallen und geringen Düngermengen verringert die Gefahr einer Stickstoffauswaschung. Das kann im Einzelfall zu einer Senkung des Düngerverbrauchs und des Düngereintrages in das Grundwasser oder Oberflächengewässer führen. Eine isolierte Betrachtung des Aspektes des Düngerverbrauchs bzw. der -auswaschung führt allerdings zu einer Vernachlässigung des unmittelbar damit verbundenen steigenden Energieverbrauchs und der CO₂-Emission durch die zusätzlich erforderliche Ausbringung des Düngemittels. Im Extremfall kann ein

derartiger Ansatz somit zu einer systematischen Verschlechterung der Umweltleistung eines Betriebs beitragen. Aus ökologischer (und in diesem Falle auch aus ökonomischer) Sicht ist diese Vorgehensweise unbedingt zu vermeiden.

Eine absolute Vollständigkeit bei der Erfassung und Bewertung von Systemen ist andererseits aus praktischen Gründen kaum zu erreichen. Sinnvoller erscheint daher die Forderung nach einer Architektur, die eine stetige Erweiterung und Ergänzung des Grundsystems in Richtung einer Vervollständigung ermöglicht. Abhängigkeiten zwischen den einzelnen Komponenten des zu betrachtenden Systems sollen dabei abgebildet werden.

In diesem Zusammenhang stellt sich auch die Frage nach der „Relevanz“ von einzelnen Umweltaspekten. Diese Frage kann nicht abschließend geklärt werden, da die Bedeutung, die bestimmten Umweltaspekten beigemessen wird, u.a. vom Adressaten der Umweltinformationen, vom aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand, gesetzlichen Rahmenbedingungen und von der Präsenz einzelner Aspekte in den Medien abhängig ist. „Umweltrelevanz“ (und damit auch die „Vollständigkeit“) ist somit keine statische sondern eine variable Größe. Daher erscheint eine stärkere Betonung der Forderung nach einer langfristigen Erweiterbarkeit gegenüber der Vollständigkeit erforderlich.

5.1.2 Trennung von Sach- und Bewertungsebene

Ein gemeinsamer Aspekt des Umweltcontrollings ist - unabhängig vom angewandten Verfahren bzw. der Methodik (siehe Kap. 3.1) - die (Umwelt-) Bewertung eines Systems. Nach GIEGRICH (1997) basiert eine Bewertung dabei auf einem Informations- bzw. Datenpool einerseits und einem Wertepool andererseits, aus denen unter Verwendung einer formalisierten Bewertungsmethodik ein Bewertungsurteil abgeleitet werden kann (siehe Abb. 13). Unabhängig von der verwendeten Methode lassen sich somit zwei elementare Arbeitsschritte im Rahmen des Umweltcontrolling unterscheiden:

- die Erfassung von relevanten Umweltdaten und
- die Bewertung des zu betrachtenden Systems auf der Basis dieser Umweltdaten

Der Wertepool, der bei der Ermittlung eines Bewertungsurteils zugrundegelegt wird, ist dabei in hohem Maße variabel und abhängig von den folgenden Faktoren:

- die wertende Instanz: die Zielgruppe der Umweltinformationen (interne oder externe Adressaten; Endverbraucher, Einzelhandel, Gesetzgeber usw.)

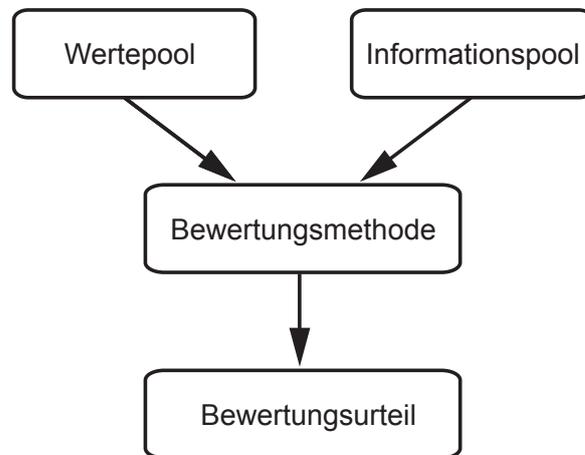


Abb. 13: Elemente der Bewertung (siehe auch [GIEGRICH et al., 1995](#))

- die veränderliche politische Stimmungslage (unterschiedliche Wichtung von Umweltthemen u.a. durch Präsenz in den Medien, wie z.B. das Waldsterben in den achtziger Jahren oder die Kernkraft nach Tschernobyl)
- die veränderlichen gesetzlichen Rahmenbedingungen (Grenzwerte, Umweltprogramme, Exportbestimmungen usw.)
- aktuelle wissenschaftliche Erkenntnisse (Einfluss von CO₂-Emissionen auf das Klima; Öko- bzw. Humantoxizität bestimmter Stoffe etc.).

Auch hinsichtlich der möglichen Bewertungsmethodik gibt es keine einheitliche Vorgehensweise. Grundsätzlich wird bei den Bewertungsverfahren zwischen hochformalisierten Punktesystemen und verbal-argumentativen Ansätzen unterschieden ([GIEGRICH et al., 1995](#); [KLÖPPFER und VOLKWEIN, 1995](#)). Dabei bieten erstere den Vorteil einer einfacheren Handhabung (v.a. auch hinsichtlich einer Implementierung in EDV-gestützten Umweltinformationssystemen), während die aufwendigeren verbal-argumentativen Ansätze spezifischer auf die jeweilige Bewertungssituation eingehen und damit auch Faktoren miteinbeziehen, die im Rahmen der Informationssammlung nicht quantitativ erfasst wurden.

In diesem Zusammenhang wird deutlich, dass eine Einschränkung des BUIS auf vorher definierte Bewertungsmethoden und/oder Wertepools auch den Anwendungsbereich stark einschränken würde. Im Sinne einer möglichst breiten und langfristigen Anwendbarkeit ergibt sich somit die hohe Flexibilität des Bewertungsteils als wichtige Grundanforderung

des zu implementierenden BUIS. Voraussetzung hierfür ist eine klare Trennung der beiden oben genannten Arbeitsschritte: der Informationserfassung einerseits und der Informationsbewertung andererseits. Während bei Bewertungsansätzen wie der Ökobilanz ([DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, 1997](#)) eine entsprechende Trennung klar erkennbar ist (siehe [Abb. 3](#): Erfassung $\hat{=}$ LCI; Bewertung $\hat{=}$ LCIA und Auswertung), findet diese Trennung bei fast allen der in [Kapitel 3.3](#) vorgestellten landwirtschaftlichen Bewertungsverfahren praktisch nicht statt. Eine Anpassung bzw. Modifikation der Bewertungsmethodik bzw. des Wertepools ist nur bei REPRO möglich.

5.1.3 Flexibilität hinsichtlich variabler fachlicher Anforderungen

Die fachlichen Anforderungen an ein BUIS werden natürlich maßgeblich von den Informationsbedürfnissen potenzieller Adressaten der Umweltinformationen vorgegeben. Diese Informationsbedürfnisse können dabei je nach Adressat und Verwendungszweck sehr unterschiedlich ausfallen (siehe [Abb. 14](#)). Daneben ist das Informationsbedürfnis bestimmter Adressaten auch im zeitlichen Ablauf nicht notwendigerweise konstant. So ändert sich beispielsweise mit veränderter Gesetzeslage oder verschärften Anbau Richtlinien auch das Informationsbedürfnis. Eine hinreichende Flexibilität hinsichtlich dieser variablen Bedürfnisse ist folglich Voraussetzung für eine langfristige Verwendbarkeit eines BUIS auf möglichst breiter Basis. Die Flexibilität erstreckt sich dabei auf folgende Teilaspekte:

- **Bewertungsobjekt** bzw. **-ebene**: wie bereits in [Kapitel 3.2.4](#) beschrieben, ist der Gesamtbetrieb nur ein mögliches Zielsystem einer Umweltbewertung. Je nach Fragestellung und Interessenlage kommen auch Produkte, einzelne Prozesse oder Prozessgruppen und andere Bewertungsebenen in Betracht (siehe [Abb. 2](#)).
- **Bewertungsmethode** (siehe [Abb. 13](#)): in [Kapitel 3.2](#) wurden bereits verschiedene Grundkonzepte für Umweltbewertungsmethoden vorgestellt. Jede der verfügbaren Methoden hat dabei Vor- und Nachteile, so dass die Entscheidung für die Verwendung einer bestimmten Methode sinnvollerweise im Kontext des konkreten Einzelfalles zu treffen ist. Zudem ist die Entwicklung von methodischen Ansätzen zur Umweltbewertung sicher noch nicht abgeschlossen. Das zu entwickelnde BUIS sollte somit die Möglichkeit zur Einbindung verschiedener Bewertungsansätze bieten.
- **Wertepool**: unabhängig von der Bewertungsmethodik ist auch der Wertepool variabel. Deutlich wird dies am Beispiel der in [Kapitel 3.2.2](#) vorgestellten UBP-Methode. Die Methode der Bewertung ist seit der Erstveröffentlichung des Verfahrens ([BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDWIRTSCHAFT \(BUWAL\), 1990](#)) gleich.

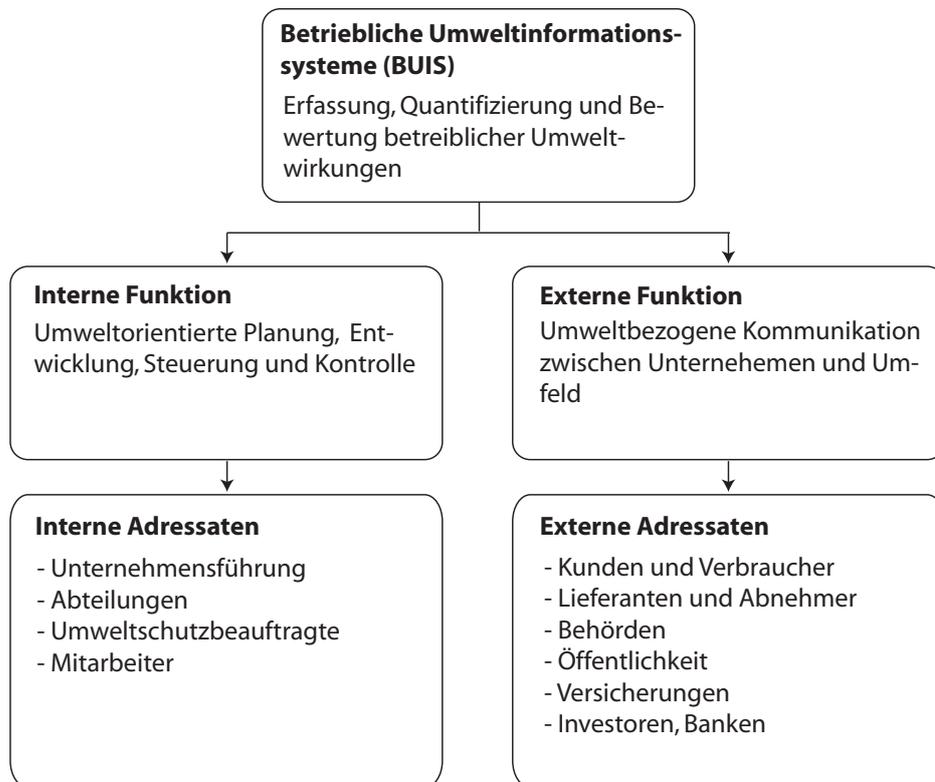


Abb. 14: Funktionen und Adressaten eines Betrieblichen Umweltinformationssystems (verändert nach [MÜLLER-CHRIST, 2001a](#))

Die zu verwendenden „Ökofaktoren“, die den Wertepool (genaugenommen: *einen von verschiedenen möglichen Wertepools*) darstellen, werden regelmäßig aktualisiert und den veränderten Rahmenbedingungen angepasst ([BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDWIRTSCHAFT \(BUWAL\) \(1998\)](#); die nächste Veröffentlichung ist für 2005 geplant).

- **Informationspool:** die erforderlichen Eigenschaften und der Umfang des Datenpools werden letztlich von der Bewertungsebene, der Bewertungsmethode und der erwünschten Datenqualität (Genauigkeit, Tiefe) bestimmt und müssen somit eine entsprechende Flexibilität oder einen entsprechenden Mindestumfang aufweisen.

Bei der Entwicklung der landwirtschaftlichen Umweltbewertungssysteme (siehe Kap. 3.3) stand die praktische Anwendbarkeit der Verfahren gegenüber dem spezifischen Umweltinformationsbedürfnis potentieller Adressaten im Vordergrund. D.h., aus dem steigenden Informationsbedürfnis werden keine entsprechenden Anforderungen an die betriebliche Da-

tenerfassung abgeleitet, stattdessen werden die Bewertungsverfahren auf die bereits vorhandenen und begrenzten betrieblichen Informationsmöglichkeiten reduziert. Wie KOCH (1998) betont, ist ein „...landwirtschaftliches Unternehmen [...] eben kein Gewerbebetrieb, der über das klassische betriebliche Rechnungswesen fast alle Input- und Output-Größen wenigstens wertmäßig erfasst hat“. Dementsprechend begrenzt ist die Datenlage und damit auch die Möglichkeit spezifische Informationsbedürfnisse bei ausreichender sachlicher Korrektheit zu befriedigen. Entwicklungen im Bereich der automatisierten Prozessdatenerfassung in der Landwirtschaft, die eine erhebliche Erweiterung dieser Datenbasis (AUERNHAMMER, 2002) und damit eine Verbesserung der Informationsqualität landwirtschaftlicher BUIS ermöglichen würden, werden bei den vorhandenen Ansätzen bislang nicht berücksichtigt.

Das im Rahmen der vorliegenden Arbeit zu entwickelnde gartenbauliche BUIS orientiert sich primär am Informationsbedarf, aus dem dann spezifische Anforderungen an die betriebliche Datenerfassung abgeleitet werden.

5.1.4 Anbindung externer Datenquellen

Um den Arbeits- und somit den Kostenaufwand bei der Datenerfassung für das BUIS zu minimieren und Informationsredundanzen zu vermeiden, empfiehlt es sich bereits vorhandene Datenpools zu erschließen. Das zu entwickelnde BUIS muss folglich die Fähigkeit besitzen, relevante Daten aus anderen betrieblichen Informationssystemen (z.B. Schlagkarteien, Finanzbuchhaltung) zu übernehmen. Daneben muss die Möglichkeit bestehen, spezielle Systeme der automatisierten Prozessdatenerfassung in das BUIS einzubinden. Grundsätzlich sind dabei folgende Probleme zu berücksichtigen:

- Proprietäre Datenformate: Bei einer Vielzahl der verwendeten Anwendungssysteme ist eine externe Verwendung der Daten in anderen Systemen nicht vorgesehen bzw. nicht erwünscht. Die Datenspeicherung erfolgt in proprietären Formaten, die von den Herstellerfirmen oftmals nicht öffentlich gemacht werden. Zudem können sich diese Formate innerhalb bestimmter Produktreihen bei Versionswechseln ändern. Bekanntes Beispiel sind die Office-Formate von Microsoft, aber auch die Speicherformate handelsüblicher Schlagkarteien für den Gartenbau.
- Heterogene Datenlage: In den einzelnen Betrieben werden vollkommen unterschiedliche Anwendungssysteme und beliebige Kombinationen dieser Einzelsysteme verwendet. Damit ist sowohl die Verfügbarkeit bestimmter Daten im einzelnen Betrieb, als auch das Format, in dem diese Daten vorliegen, unterschiedlich.

- Technische Entwicklung: Sowohl der Bereich der Software- als auch der Hardwareentwicklung ist ausgesprochen schnelllebig. Daher genügt es bei der Implementierung des BUIS nicht, sich auf bereits verfügbare Datenquellen und Formate zu beschränken. Um eine möglichst langfristige Anwendbarkeit des BUIS zu gewährleisten, muss vielmehr auch eine nachträgliche Anbindung externer Datenquellen möglich sein.

Als externe Datenquellen kommen dabei grundsätzlich alle Daten in Betracht, die in elektronischer Form vorliegen und zugänglich sind. Konkret sind hierbei folgende Quellen denkbar:

- EDV-gestützte Schlagkarteien
- Regelcomputer: moderne Regelsysteme im Unterglasanbau zeichnen sowohl Regelgrößen (z.B. Klimawerte) als auch Prozessdaten (z.B. Bewässerungstermine/-mengen) auf
- Messgeräte: z.B. Klimamessgeräte oder Bodenfeuchtesensoren
- (Betriebs-) Externe Datenquellen: z.B. externe Umweltdatenbanken, wie GEMIS (FRITSCHKE et al., 2001) oder ECOINVENT (FRISCHKNECHT et al., 2004); Klimadatenmessnetze wie das Agrarmeteorologische Messnetz Bayern (FRÖHLICH, 2001)
- Prozessdatenerfassungssysteme: Systeme zur automatisierten Erfassung von Prozessdaten auf dem Feld (AUERNHAMMER, 2002)
- Mathematische Modelle: bestimmte Systemgrößen lassen sich alternativ zu einer messtechnischen Erfassung effizient durch Modellierungsansätze ermitteln

Die qualitativen und quantitativen Anforderungen an die zu integrierenden Datenquellen sind dabei wiederum abhängig von der (variablen) Bewertungsmethodik und der jeweiligen Fragestellung. HAASIS (1999) fordert anstelle einer Anbindung (Add-On) des BUIS eine Einbindung, d.h. komplette Integration in das Umfeld betrieblicher Anwendungssysteme. Eine solche Koppelung ist langfristig anzustreben, kurzfristig allerdings angesichts der beschriebenen Heterogenität dieses Umfeldes schwer zu realisieren.

5.1.5 Möglichkeit der evolutionären und konsistenten Weiterentwicklung des Systems

Wie in den vorhergehenden Kapiteln 5.1.3 und 5.1.4 beschrieben, sind die Detailanforderungen an das BUIS zum Zeitpunkt der Konzeptionierung und Implementierung nicht bekannt. Vielmehr variieren diese in Abhängigkeit vom spezifischen Informationsbedarf bestimmter Adressaten, von gesetzlichen Rahmenbedingungen, technischen Entwicklungen etc.. Eine

exakte Festlegung und Definition des Funktionsumfangs vor der Implementierung würde somit zwangsläufig den Einsatzbereich des BUIS einschränken. Damit ergibt sich als weitere Grundanforderung die Möglichkeit, das System evolutionär den variierenden Anforderungen anzupassen. D.h., dass entsprechende Erweiterungen in das „laufende“ BUIS integriert werden können, ohne die Konsistenz des Gesamtsystems negativ zu beeinflussen. Diese Erweiterbarkeit umfasst dabei die folgenden Teilbereiche:

- **Zusätzliche Umweltaspekte:** einzelne Umweltaspekte, die zum Zeitpunkt der Implementierung des Grundsystems unwichtig erscheinen mögen, können in einem spezifischen Kontext durch neue wissenschaftliche Erkenntnisse oder durch geänderte gesetzliche Rahmenbedingungen erheblich an Bedeutung gewinnen.
- **Anbindung externer Datenpools:** die rasante Entwicklung, vor allem auf dem Gebiet der EDV, führt zu neuen technischen Rahmenbedingungen (siehe auch Kap. 5.1.4) und damit auch zu veränderten technischen Anforderungen.
- **Unterschiedliche Bewertungsmethoden:** wie in den Kapiteln 3.2 und 3.3 erwähnt existiert eine Vielzahl verschiedener Bewertungsansätze im Umweltbereich. Welcher Ansatz im Einzelfall zu verwenden ist, ist von der jeweiligen Zielstellung abhängig. Zudem ist die Entwicklung auf dem Gebiet der Umweltbewertungsmethoden keineswegs abgeschlossen.
- **Variierende Wertepools:** der Wertepool, der im Rahmen einer Bewertung Verwendung findet, variiert in Abhängigkeit von der Zielgruppe und der aktuellen umweltpolitischen Stimmungslage.

5.1.6 Transparenz

Wie der direkte Vergleich unterschiedlicher landwirtschaftlicher Umweltbewertungsansätze zeigt (siehe Kap. 3.3; BOCKSTALLER et al., 2002; MEYER-AURICH, 2003), wird das Ergebnis einer Umweltbewertung maßgeblich von den verwendeten Verfahren beeinflusst. Neben der eigentlichen Bewertungsmethode sind vor allem der zugrundeliegende Wertepool und die verwendeten Datenquellen von entscheidender Bedeutung. Um den Vorgang der Umweltbewertung nachvollziehbar, überzeugend und beurteilbar zu machen, ist es folglich unerlässlich, den Gesamtvorgang mit all diesen Teilprozessen transparent zu gestalten. „Blackbox“-Verfahren, bei denen auf einer Seite Rohdaten zugeführt und auf der anderen Seite Bewertungsurteile ausgegeben werden, sind dazu nicht geeignet. Dabei ist ein sinnvoller Kompromiss zwischen Transparenz und Komplexitätsreduktion anzustreben. Wie dieser Kompromiss im Einzelfall aussieht, hängt wiederum von der jeweiligen Zielstellung

und den Adressaten der Umweltbewertung ab. Auf der Seite des BUIS-Anwenders sollten grundsätzlich alle relevanten Informationen effizient zugänglich sein, um bei Bedarf Ursachen und Gründe für bestimmte Bewertungsergebnisse nachvollziehen und gegebenenfalls Unternehmensentscheidungen aus dieser Erkenntnis ableiten zu können. Für externe Adressaten ist hingegen eine Einschränkung auf wesentliche und dem Kommunikationsmedium angepasste Informationen sinnvoll.

5.1.7 Simulationsfähigkeit

Eine weitere in der Literatur häufig gestellte Anforderung an ein BUIS ist die Simulationsfähigkeit (HAASIS et al., 1995). Das BUIS soll demnach nicht nur Aussagen über aktuelle Systemsituationen und -zustände zulassen, sondern zusätzlich die Möglichkeit bieten, Systemprognosen zu erstellen, sowie Handlungsalternativen zu überprüfen oder Szenariorechnungen durchzuführen. Grundvoraussetzung hierfür ist die Abbildung von Abhängigkeiten, Wechselwirkungen und kausalen Zusammenhängen innerhalb des zu bewertenden Gesamtsystems. Idealerweise soll der Anwender jeden relevanten Systemparameter modifizieren und die Auswirkung dieser Modifikation unmittelbar der BUIS-Auswertung entnehmen können.

Eingeschränkt werden die Simulationsmöglichkeiten und die Simulationsbreite dabei allerdings durch die Wahl der Datenquellen (siehe 5.1.4). Beruht die Umweltbewertung primär auf messtechnisch ermittelten Daten, sind die Möglichkeiten hierbei im Gegensatz zur Verwendung mathematischer Modelle als Datenquellen begrenzt.

5.2 Konzeption

Die Leitlinien für die Entwicklung eines gartenbaulichen BUIS ergeben sich unmittelbar aus den oben genannten Anforderungen. Zunächst müssen die konzeptionellen Grundlagen für die Implementierung eines Softwaresystems, das eine betriebsindividuelle Erfassung, Aufbereitung und Bewertung umweltrelevanter Daten und Informationen ermöglicht, formuliert werden. Von besonderer Bedeutung ist dabei das bereits erwähnte hohe Maß an Flexibilität, um individuelle Betriebsstrukturen, eine heterogenen Datenlage und variierende Zielvorgaben potentieller Adressaten berücksichtigen zu können. Folglich gilt es ein EDV-Werkzeug zu entwerfen, das die modellhafte Abbildung individuell unterschiedlicher gartenbaulicher Systeme ermöglicht. Systemanalytische Fragestellungen stehen dabei zunächst im Vordergrund: „Welche Umweltwirkungen resultieren aus den gegebenen Systeminputs und einer gegebenen Systemstruktur?“. Daneben sollen die Benutzer durch Modifikation der Inputs

oder Systemeigenschaften am Modell auch Fragen der Systemlenkung und des Systementwurfs bearbeiten können (siehe Abb. 7 b-d).

5.2.1 Anwendungsarchitektur

Die grobe Strukturierung eines Softwaresystems erfolgt üblicherweise durch die Aufteilung in diskrete Schichten (engl. *layers*) mit klar zugewiesenen Aufgaben und Kompetenzen. Die einzelnen Schichten können dann, je nach Zielsetzung, in weitere Subsysteme untergliedert werden. Ein klassischer Strukturtyp ist die sogenannte *three-tier*-Architektur, bei der eine Applikation in drei Hauptschichten unterteilt wird (LARMAN, 2001):

- Benutzeroberfläche (UI, engl. *user interface*): Präsentation von Daten und Interaktion zwischen Benutzer und Anwendung
- Anwendungslogik (engl. *application logic*): fachliche Funktionalität und Logik der Anwendung
- Datenhaltung (engl. *data storage*): Speicherung und Verwaltung von Daten

Die konsequente programmatische Umsetzung dieser Aufteilung in Schichten und Subsysteme hat den Vorteil, dass die einzelnen Programmteile gekapselt werden können (Prinzip der Kapselung, siehe Kap. 4.3.1). Die Kommunikation zwischen diesen Schichten und Subsystemen erfolgt ausschließlich über möglichst einfache und klar definierte Schnittstellen, der Inhalt ist für die übrigen Programmteile ansonsten nicht zugänglich. Bei Einhaltung dieser Schnittstellendefinitionen kann somit die Implementierung einzelner Komponenten geändert werden, ohne die übrigen Programmteile anpassen zu müssen. Daneben besteht die Möglichkeit, einzelne Schichten - je nach individuellen fachlichen oder technischen Anforderungen - komplett auszutauschen oder die einzelnen Programmteile auf verschiedene Rechner zu verteilen. Tatsächlich versteht man unter *n-tier*-Architekturen heute meistens Systeme, bei denen nicht nur eine logische, sondern auch eine physikalische Trennung der Anwendungsschichten vorliegt. Eine physikalische Trennung bedeutet dabei die Verteilung der Schichten auf mehrere Rechner (meist ein Client und n-1 Server; LARMAN (2001)).

Aus den genannten Gründen soll die Schichtarchitektur auch für das gartenbauliche BUIS verwendet werden. Die Schicht der Anwendungslogik lässt sich dabei noch weiter unterteilen. Die Kernaufgabe der Applikation und damit die Kernkomponente der Anwendungsschicht wurde bereits implizit definiert: die Abbildung eines realen oder fiktiven gartenbaulichen Produktionssystems in einem Computermodell. Dabei sind prinzipiell alle Systemeigenschaften des Originals in das Modell aufzunehmen, die die Interaktion des Systems mit seiner ökologischen Umwelt beeinflussen könnten.

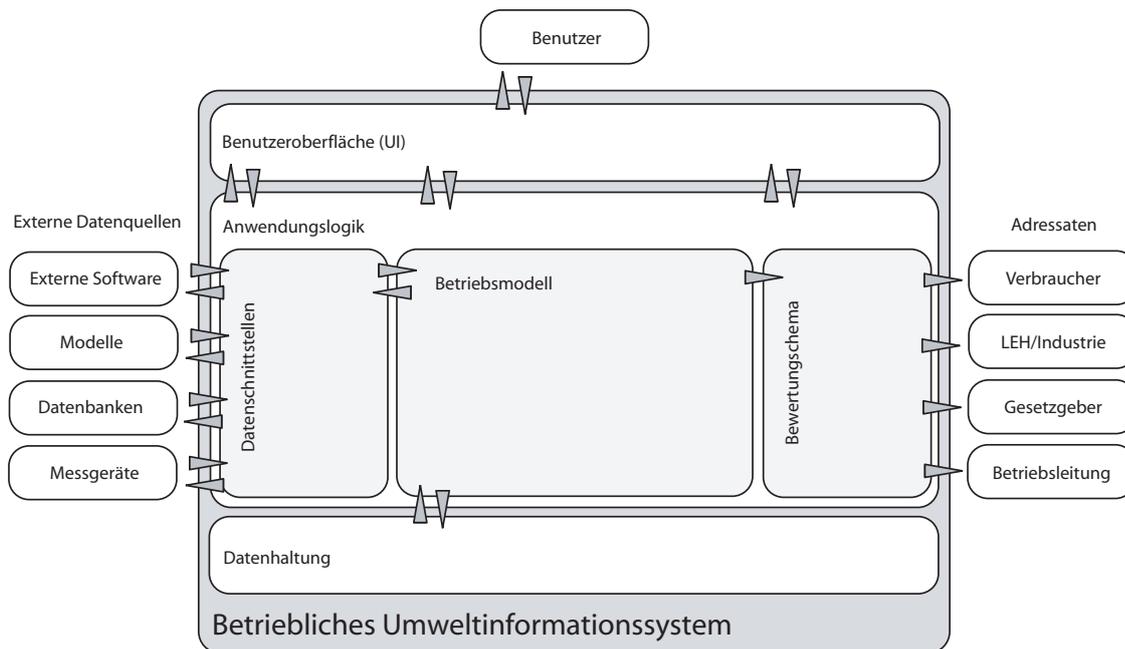


Abb. 15: Die Systemarchitektur des Gartenbau-BUIS. Entsprechend der jeweiligen Aufgabe innerhalb des Gesamtsystems wird eine Unterteilung in fachliche Schichten vorgenommen. Die Hauptschichten sind dabei die Benutzeroberfläche, die Datenhaltung und die Anwendungslogik. Letztere ist weiter untergliedert in das zentrale Betriebsmodell, die Datenschnittstelle zur Anbindung externer Datenquellen sowie eine Bewertungsschicht, die die Verwendung unterschiedlicher Bewertungsschemata ermöglicht.

Die Erstellung des Grundmodells sowie die Erfassung relevanter Eigenschaften und Daten erfolgt entweder unmittelbar durch den Benutzer über die Benutzeroberfläche oder über technische Schnittstellen zu externen elektronischen Datenquellen. In Anlehnung an die für Ökobilanzen definierten Arbeitsschritte (siehe Abb. 3; [DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG \(1997\)](#)) dienen die drei Applikationskomponenten - UI, Systemmodell und technische Schnittstellen - der Erstellung einer Sachbilanz (LCI) und damit der quantitativen und qualitativen Erfassung aller umweltrelevanten Informationen. Eine weitere Komponente übernimmt die Bewertung (analog zum Ökobilanzschema: LCIA und Auswertung) des zuvor erfassten Sachverhaltes. Die Notwendigkeit einer fachlichen Trennung der Sach- und der Bewertungsebene wurde bereits in Kap. 5.1.2 ausführlich erläutert. Das Bewertungsergebnis wird über die Benutzerschnittstelle oder technische Exportschnittstellen an den

Adressaten der Umweltbewertung kommuniziert. Die Datenhaltungsschicht gewährleistet die langfristige Nutzung eines einmal vom Benutzer erzeugten Modells.

Zusammenfassend lassen sich also fünf Schichten anhand ihrer jeweiligen Aufgabe unterscheiden: der Applikationskern zur modellhaften Abbildung des Originalsystems, die Bewertungsschicht, die UI-Schicht, die Schnittstellenschicht zur Anbindung externer Datenquellen und die Datenhaltungsschicht zur Speicherung der Daten (siehe Abb. 15).

5.2.2 Systemmodell

Im BUIS sollen unterschiedlichste gartenbauliche Produktionssysteme abbildbar sein. Es genügt folglich nicht, die Applikation auf der Grundlage eines fertigen Modells zu erstellen. Stattdessen muss als Gestaltungsrahmen ein Metamodell in der Applikation zur Verfügung gestellt werden. Dieses Metamodell bildet die Ausgangsbasis für die Konfiguration individueller Systemmodelle durch den Anwendungsbenutzer. Auf einem sehr hohen Abstraktionsniveau lässt sich ein quasi-universelles Metamodell entwerfen. Durch die mit der Abstraktion verbundenen Komplexitätsreduktion ist die Möglichkeit, individuelle Sachverhalte in einem angemessenen Detaillierungsgrad abzubilden, zunächst stark eingeschränkt. Erst durch die Spezialisierung wird das Metamodell im Sinne des Modellziels anwendbar. Eine zunehmende Spezialisierung führt zu einem höheren Implementierungsaufwand. Aus praktischen Gründen empfiehlt es sich daher, den abbildbaren Ausschnitt der realen Umwelt einzugrenzen.

Grundanforderung an das BUIS ist eine hohe Flexibilität hinsichtlich der Bewertungsebene bzw. der Systemgrenze (Kap. 5.1.3). Der Anwendungsbereich des Metamodells muss folglich dementsprechend gewählt werden, wobei die potentielle Verfügbarkeit der für die Modellierung erforderlichen Informationen im Anwendungsfall zu berücksichtigen ist. Daher wird der Betrieb bzw. der Produktionsstandort als größtmögliche modellierbare Einheit festgelegt. Für eine analytische Betrachtung stehen somit sämtliche Untermengen bzw. Subsysteme des Betriebs zur Verfügung. Dies ermöglicht eine Umweltbewertung auf Prozess-, Produkt- und Betriebsebene (siehe Abb. 2). Die Abbildung kompletter Produktlebenswege wird zunächst nur durch die Abbildung des innerbetrieblichen Produktlebensweges (*gate-to-gate*) unterstützt. Die Einbindung in überbetriebliche Umweltinformationssysteme bzw. eine spätere Erweiterung des Metamodells sind möglich.

Die durch das Metamodell abzubildenden gartenbaulichen Produktionssysteme sind hinsichtlich der Betrachtungsperspektive (Umweltbewertung) als offen (Umweltwirkungen als

Wirkungsrelationen des Systems mit seiner Umwelt) und dynamisch (variierende Systemzustände und -outputs durch Systeminputs wie Witterung und Kulturmaßnahmen) zu klassifizieren. In den folgenden beiden Kapiteln sollen daher die Aspekte der Modellierung struktureller und dynamischer Systemeigenschaften dargelegt werden.

5.2.2.1 Systemstruktur

Die wesentlichen strukturellen Merkmale eines Systems wurden bereits genannt: die Systemgrenze, die Systemelemente und die Ordnungsrelationen zwischen den Elementen. Die Systemgrenze ist abhängig vom Systemziel bzw. der zugrundeliegenden Fragestellung der systemanalytischen Betrachtung. Bei einer Umweltbewertung wird diese Systemgrenze durch die Bewertungsebene (Produkt, Betrieb, Prozess etc.) bestimmt. Fachlich lässt sich die Festlegung der Systemgrenzen folglich der Bewertungsschicht zuordnen. Dieser strukturelle Aspekt der Modellierung wird daher in Kapitel 5.2.4 näher erläutert. Im Folgenden werden zunächst Elemente und Ordnungsrelationen des abzubildenden Realitätsausschnitts definiert. Der maximale Umfang des Ausschnitts wurde bereits zuvor auf den Betrieb bzw. auf einen Produktionsstandort beschränkt.

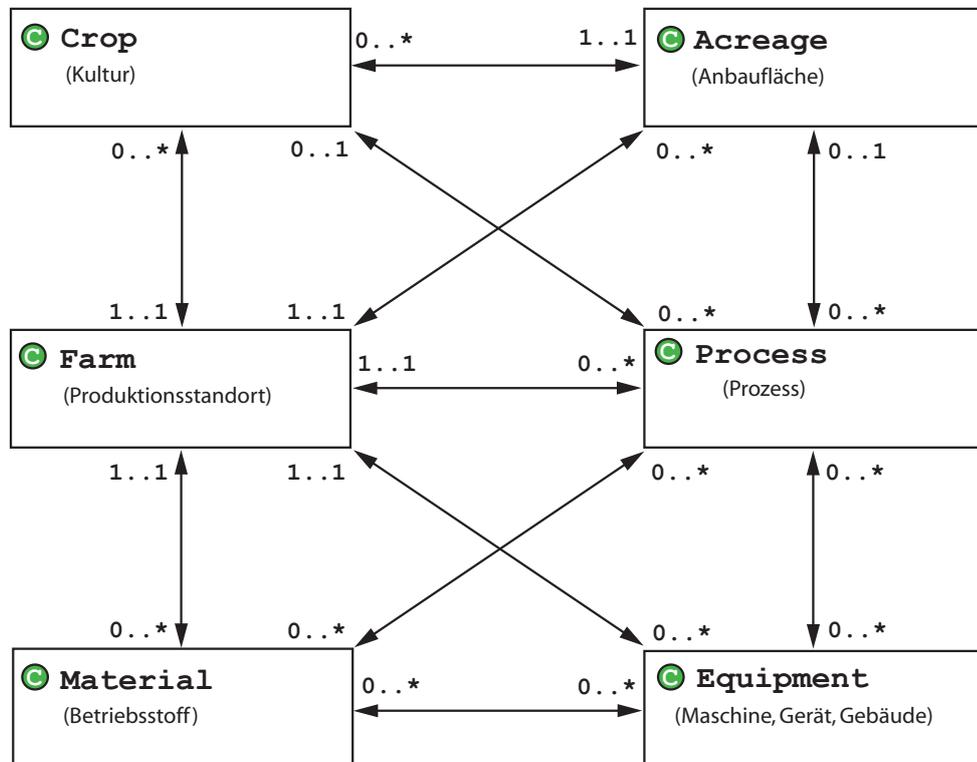
Allgemein formuliert besteht ein Betrieb aus einer beliebigen Anzahl an Produktionsmitteln ($\hat{=}$ *Systemelementen*). Die Produktion innerhalb des Betriebs erfolgt durch An- bzw. Verwendung der einzelnen Produktionsmittel (Prozesse). Im Bereich der gartenbaulichen Produktion lassen sich die Produktionsmittel wie folgt typisieren:

- Anbauflächen
- Kulturen
- Maschinen, Geräte, Betriebsgebäude
- Betriebsstoffe

Die möglichen Relationen zwischen den verschiedenen Systemelementtypen sind in Abb. 16 als vereinfachtes ER-Modell (engl. *entity relationship model*) abgebildet. Die ER-Methode ist eine Modellnotation von CHEN (1976), die zur Erstellung von komplexen Datenmodellen verwendet wird. In der vorliegenden Abbildung entspricht eine Entität einem einzelnen Element des Originalsystems bzw. einem Objekt innerhalb des OO-Modells. Die Ordnungsrelationen werden durch Verbindungslinien zwischen den Entitäten repräsentiert. Die Kardinalität beschreibt die Anzahl der möglichen Relationen zwischen einzelnen Elementen.

Gemäß der obigen Einschränkung des Anwendungsbereichs des Modells auf einen einzelnen Produktionsstandort ist jeder Systemelementtyp (Anbaufläche, Kultur, Betriebsstoff,

Prozess oder Maschine) genau einem Standort zugeordnet (1..1-Kardinalität). Gleichzeitig kann ein einzelner Standort über beliebig viele Entitäten dieser Elementtypen verfügen (0..*-Kardinalität). Bei Ausweitung des Anwendungsbereichs des Modells über diese Standort- bzw. Betriebsgrenzen hinaus müssten die Kardinalitäten zwischen Standortentitäten und den übrigen Entitäten entsprechend angepasst werden. So wäre es zum Beispiel denkbar, komplette Anbaugemeinschaften oder überbetriebliche Produktionsketten (Nahrungsmittelindustrie) abzubilden. In ersten Fall könnte eine Maschine mehreren Standorten zugeordnet sein. Die Kardinalität im Metamodell wäre dementsprechend von 1..1 in 1..* zu ändern.



Kardinalitäten:

- 1..1: Relation zu genau einer anderen Entität
- 0..1: Relation zu höchstens einer anderen Entität
- 1..*: Relation zu mindestens einer anderen Entität
- 0..*: Relation zu beliebig vielen anderen Entitäten

Abb. 16: ER-Diagramm des Metamodells

Welche Elementeigenschaften im Modell abzubilden sind, ist von den Anforderungen abhängig, die sich aus der individuellen Zielstellung der Umweltbewertung und der individuellen Datenverfügbarkeit ergeben:

- Welche Umweltaspekte sollen erfasst werden?
- In welcher Auflösung (zeitlich, räumlich, quantitativ) sollen die Umweltaspekte erfasst werden?
- Welche Datenquellen stehen zur Ermittlung der Umweltaspekte zur Verfügung?

Prinzipiell gibt es zwei Möglichkeiten, den stark variierenden Anforderungen an das Metamodell gerecht zu werden.

Ein Ansatz besteht darin, alle potentiell relevanten Elementeigenschaften in die Implementierung aufzunehmen. Dabei ergibt sich zum einen das Problem, dass sich ohne genaue Kenntnis der individuellen Anforderungsprofile auch die relevanten Elementeigenschaften nicht klar definieren lassen. Zum anderen wird auf diese Art und Weise das Modell mit Daten und Informationen überfrachtet, die für die individuelle Zielvorgabe eventuell überhaupt nicht benötigt werden.

Eine Alternative bietet folgender Ansatz: alle benötigten Elementeigenschaften werden erst zur Programmlaufzeit aus der Anforderungskonfiguration (Schnittstellenschicht, Bewertungsschicht) ermittelt und festgelegt.

Der Unterschied zwischen beiden Möglichkeiten wird in Abb. 17 anhand der dargestellten exemplarischen Klassen `AcreageA` bzw. `AcreageB` deutlich. Während in einem Fall sämtliche Attribute einer Fläche (`Acreage`) durch das Metamodell festgelegt sind (u.a. Flächengröße (`AcreageA.size`), Lage und Form der Fläche (`AcreageA.layout`), Oberflächenneigung (`AcreageA.slope`) etc.) besitzt die Klasse im anderen Fall nur ein einziges abstraktes Attribut. Dieses Attribut ist wiederum eine Attributmenge variabler Größe und variablen Inhalts (`AcreageB.attributes`). Größe und Inhalt ergeben sich aus den jeweiligen Anforderungen. Die größere Flexibilität des zweiten Ansatzes ist allerdings mit einem höheren Implementierungsaufwand verbunden. Im Rahmen des vorliegenden Konzeptes wurde daher eine Kompromisslösung gewählt: ein allgemeiner Grundbestand an Attributen, die praktisch immer benötigt werden, wird fest vorgegeben (z.B. die Flächengröße), während Attribute, die nur für bestimmte Zielvorgaben gebraucht werden (z.B. Oberflächenneigung zur Ermittlung der Erosion), bei Bedarf über die abstrakte Attributmenge abgebildet werden können.



Abb. 17: Beispiel für die Modellierung der Systemelemente vom Typ „Anbaufläche“ durch eine Klasse mit statischer (**AcreageA**) bzw. dynamischer Attributierung (**AcreageB**)

Selbst wenn durch die beschriebene dynamische Attributierung die Menge der Elementattribute auf das notwendige Minimum beschränkt werden kann, bleibt die Anzahl der vom Benutzer zu spezifizierenden Attributwerte für sämtliche Elemente des Systemmodells erwartungsgemäß hoch. Dies führt zwangsläufig zu einem hohen Aufwand bei der Erstellung des Betriebsmodells. Außerdem ist zu erwarten, dass dem Benutzer im Einzelfall die fachlich-wissenschaftlichen Detailkenntnisse fehlen, um bestimmte Attribute mit individuellen Werten zu belegen. Es kann z.B. nicht vorausgesetzt werden, dass ein Benutzer die Transpirationscharakteristika einer bestimmten Kultur in den gängigen Kenngrößen (k_c -Werte, vgl. Kap. 6.6.4.2) kennt. Das entsprechende Fachwissen soll dem Benutzer daher in Form vorgefertigter und statischer Standardkomponenten zur Verfügung gestellt werden. Einzelne Attribute eines Systemelements können dann mit einem der zur Verfügung stehenden statischen Komponenten belegt werden. Eine „Kultur“-repräsentierende Klasse (**Crop**) hat beispielsweise ein Attribut **Crop.species**, das deren Kulturart spezifiziert. Für dieses Attribut kann der Benutzer nun eine Instanz der Klasse **PlantSpecies** aus einer Bibliothek von Standardkomponenten auswählen. Kulturartspezifische Eigenschaften (Transpirationsparameter, N-Entzugparameter etc.) sind in den Instanzen der Klasse **PlantSpecies** gekapselt. Der Benutzer braucht nur noch eine Kulturart auszuwählen und legt damit gleichzeitig alle artspezifischen Attributwerte für die Kultur fest (Abb. 18).

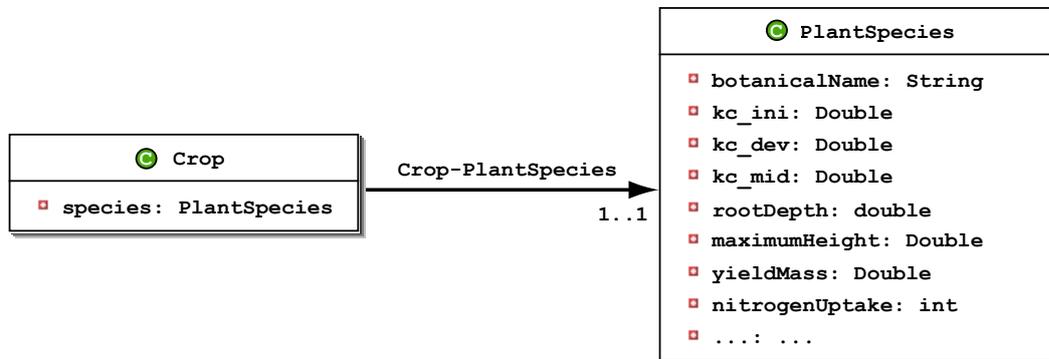


Abb. 18: Verwendung statischer Standardkomponenten bzw. -objekte zur Attributierung einzelner Systemelemente. Im Beispiel ist jedem Systemelement vom Typ „Kultur“ (Crop) genau eine Standardkomponente vom Typ „Pflanzenart“ (PlantSpecies) zugeordnet. Die PlantSpecies-Instanz kapselt dabei alle artspezifischen Attributwerte.

5.2.2.2 Systemdynamik

Die Dynamik eines Systems äußert sich in der Veränderlichkeit der Zustandsgrößen bzw. der Attributwerte der Systemelemente innerhalb eines Beobachtungszeitraumes. Ein Attribut, das eine stoffliche oder energetische Größe beschreibt, kann dabei anschaulich als „Bestand“ (engl. *stock* oder *level variable*) bezeichnet werden. Gemäß dem ersten Hauptsatz der Thermodynamik entspricht eine Veränderung einer solchen energetischen bzw. stofflichen Bestandsgröße der Summe der Zu- und Abflüsse während des Beobachtungszeitraumes:

$$\frac{\Delta \text{Bestand}}{\Delta t} = \text{Zufluss}(t) - \text{Abfluss}(t) \quad (4)$$

bzw.

$$\text{Bestand}(t) = \text{Bestand}(t_0) + \int_{t_0}^{t_1} (\text{Zufluss} - \text{Abfluss}) dt \quad (5)$$

Jeder Stoff- bzw. Energiefluss (engl. *flow* oder *rate*) ist dabei immer gleichzeitig ein Zufluss für einen Bestand B und ein Abfluss für einen anderen Bestand A. Die Bestände stellen dabei Puffer zwischen den einzelnen Flüssen dar (Abb. 19). Dieses auch als Stock-Flow-Ansatz bezeichnete verhältnismäßig einfache Schema zur Abbildung der Dynamik von Systemen ist bereits in den 60er Jahren von FORRESTER (1961) zur Modellierung von Industriemana-

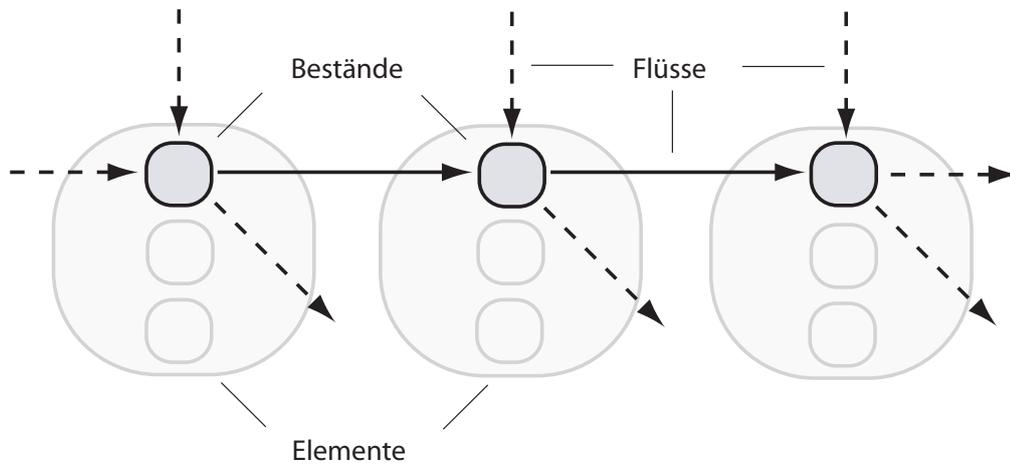


Abb. 19: Integration des Stock-Flow-Ansatzes nach FORRESTER (1961) in das Systemmodell. Bestände (*stocks*) werden durch Elementattribute repräsentiert. Deren Attributwerte ändern sich im zeitlichen Ablauf durch Interaktion mit anderen Beständen (= Flüsse; *flows*)

gementsystemen formuliert worden. Analog zu Stoff- und Energieströmen lassen sich mit dem Stock-Flow-Ansatz auch monetäre Größen abbilden (TRAPP und MATTHIES, 1996):

$$\frac{\Delta \text{Gewinn}}{\Delta t} = \text{Ertrag}(t) - \text{Ausgaben}(t) \quad (6)$$

Es besteht dabei eine Ähnlichkeit zwischen dem Konzept der Wirkungsrelation (siehe Kap. 4.1) und dem Fluss-Konzept des Stock-Flow-Ansatzes: beide Konstrukte dienen der Beschreibung einer Übertragung von Energie, Materie oder Information von einem Quellobjekt A auf ein Zielobjekt B.

Neben dieser Gemeinsamkeit gibt es allerdings auch grundlegende inhaltliche Unterschiede bei der Verwendung beider Termini:

- Übertragungsquelle und Übertragungsziel der **Wirkungsrelation** sind (System-) **Elemente**. Quelle und Ziel eines **Flusses** sind hingegen **Bestände**. Im Modell werden Bestände durch Attribute der Elemente (Objekte) repräsentiert. Dies sei anhand des Beispiels in Abb. 20 erläutert: innerhalb eines Betriebs existiert ein Element „Fläche X“ (vom Typ **Acreage**; siehe ER-Diagramm des Metamodells in Abb. 16) und ein Element „Kultur Y“ (vom Typ **Crop**). „Kultur Y“ wird auf „Fläche X“ kultiviert ($\hat{=}$ Ordnungsrelation). Die Kultur entzieht der Fläche dabei u.a. Wasser ($\hat{=}$ Wirkungsre-

lation). Über die Wurzeln findet ein Fluss von Wasser zwischen dem Wasserbestand der „Fläche X“ ($\hat{=}$ Attribut „Bodenfeuchte“) und dem Wasserbestand der „Kultur Y“ ($\hat{=}$ Attribut „Wassergehalt“) statt. Beide Elemente können in Abhängigkeit von der Zielstellung neben dem Bestand für Wasser noch beliebig viele andere Bestände beinhalten (Stickstoff, Kalium etc.).

- eine **Wirkungsrelation** beschreibt nur die qualitativen Aspekte einer Übertragung. Die Parameter einer Wirkungsrelation sind:
 - das Quellelement
 - das Zielelement
 - die Stoff-/Energieart, die übertragen wird (z.B. Wasser, N, CO₂ etc.)
 - die Art der Übertragung (z.B. für Wasser: Transpiration, Evaporation, Versickerung, Interzeptionsverdunstung etc.)
- ein **Fluss** umfasst neben den qualitativen Aspekten (analog zur Wirkungsrelation: Quellbestand, Zielbestand, Material-/Energieart und der Art der Flusses) noch
 - die Menge des übertragenen Materials bzw. der Energie und
 - den Zeitraum in dem der Fluss stattfindet.

Wirkungsrelationen lassen sich somit auch als statische Beschreibungskomponenten der Systemdynamik bezeichnen, während Flüsse und Bestände die tatsächliche Dynamik abbilden.

Entsprechend dieser Unterscheidung in qualitative und quantitative Aspekte der Systemdynamik kann auch die Vorgehensweise bei deren Implementierung in zwei Schritte untergliedert werden. Nach der Abbildung der Systemstruktur im Metamodell (Kap. 5.2.2.1) werden zunächst die relevanten Wirkungsrelationen zwischen den Strukturelementen formuliert und die (oben genannten) Parameter dieser Relationen definiert. Das Metamodell wird somit um eine qualitative Beschreibung der Systemdynamik bereichert. Im zweiten Schritt werden dann Verfahren in das Modell eingebunden, die nun auch eine Quantifizierung aller beteiligten Bestands- und Flussgrößen ermöglichen.

Um einerseits die Anwendbarkeit des zu implementierenden BUIS zu gewährleisten und andererseits die technische als auch die fachliche Umsetzbarkeit zu ermöglichen, ist bei der Modellierung der Systemdynamik eine angemessene Vereinfachung vorzunehmen. Diese Vereinfachung betrifft vor allem die räumliche und die zeitliche Auflösung bei der Modellierung der Systemdynamik. Die minimale räumliche und zeitliche Auflösung, die dabei

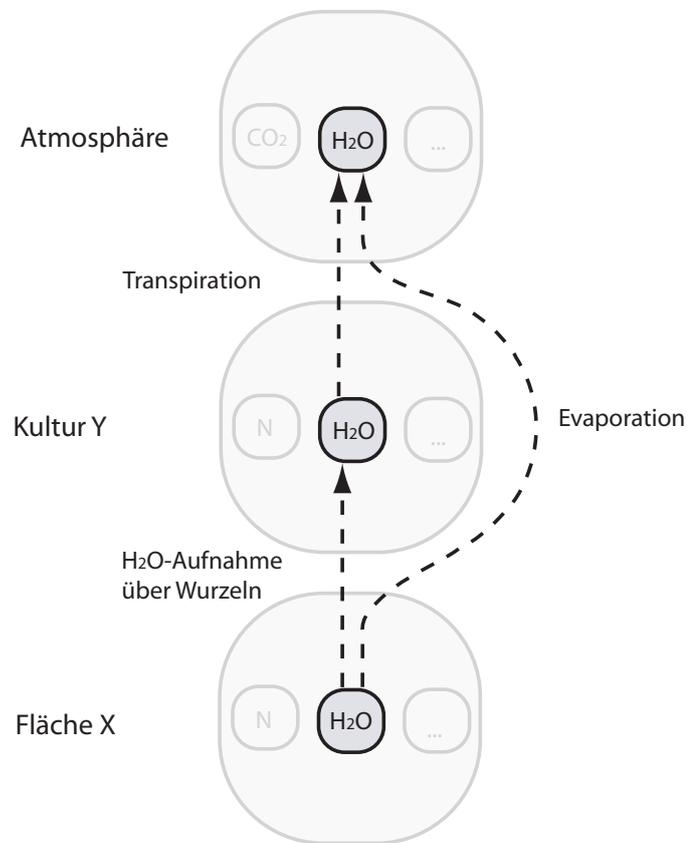


Abb. 20: Vereinfachte Darstellung der Evapotranspiration auf einer Kulturfläche als Stock-Flow-Modell

erhalten bleiben muss, ist wiederum abhängig von der Zielstellung der Umweltanalyse. Da die Zielstellung und damit die Anforderungen variabel, und zum Zeitpunkt der Implementierung des BUIS noch nicht bekannt sind, muss eine Lösung gewählt werden, die eine hinreichend große Flexibilität gewährleistet. Konkret bedeutet dies:

- die räumliche Auflösung muss groß genug sein, um variable räumliche Systemgrenzen (= Bewertungsebene) im Modell abbilden zu können (Abb. 21).
- die zeitliche Auflösung muss groß genug sein, um variable Bewertungszeiträume im Modell abbilden zu können.

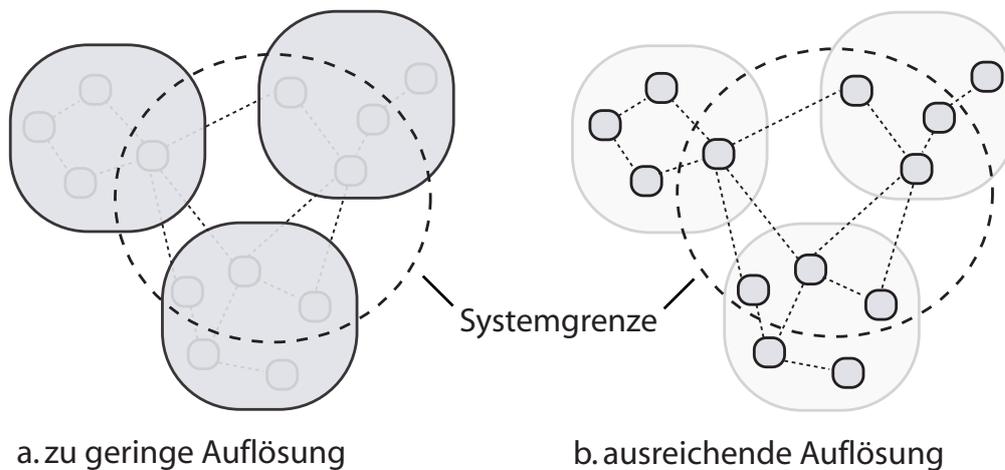


Abb. 21: die räumliche Auflösung des Modells ist abhängig von der Zielstellung bzw. der angestrebten Bewertungsebene (= Systemgrenze). Ist die Auflösung zu gering (a), kann die Systemgrenze nicht im Modell abgebildet werden

Räumliche Auflösung

Die räumliche Auflösung wird bereits im Rahmen der Definition der Wirkungsrelationen weitgehend festgelegt. Diese lehnt sich dabei entweder an die strukturellen Vorgaben des Metamodells an oder wird der Zielstellung entsprechend angepasst. Bei einer Anpassung kann die räumliche Auflösung gegenüber dem Strukturmodell erhöht oder verringert werden. Im Stock-Flow-Schema der Evapotranspiration (Abb. 20) könnten beispielsweise die beiden Flüsse „Transpiration“ und „Evaporation“ vereinfachend zu einem einzigen Fluss „Evapotranspiration“ zusammengefasst werden. Die auf diese Weise unterschlagene Bestandsgröße des Wassergehalts der Kultur würde dann entweder vernachlässigt oder durch eine kumulierte Bestandsgröße für die Fläche und die Kultur (Summe der Bodenfeuchte und Wassergehalt der Kultur) ersetzt. Ob eine Bestandsgröße vernachlässigt werden kann, ist im konkreten Einzelfall abzuwägen und u.a. abhängig von der Fragestellung.

Grundsätzlich kann dabei folgende Regel als Entscheidungshilfe dienen: je kleiner das Verhältnis der Bestandsgröße zur Durchflussmenge ist, desto eher kann die Bestandsgröße vernachlässigt werden. Dies sei am Beispiel des Feuchtegehaltes einer Bodenschicht definierter Mächtigkeit ($\hat{=}$ Bestand „Bodenfeuchte“) kurz erläutert: die Größe des Bestandes „Bodenfeuchte“ ist nach oben durch die Eigenschaften des Bodens (Feldkapazität) und der Mächtigkeit der Bodenschicht begrenzt. So beträgt beispielsweise die Feldkapazität eines sandigen Lehmbodens bei einer Schichtdicke von 90 cm ca. 190 mm. Bei einem sehr langen

Beobachtungszeitraum (mehrere Jahre) ist der Durchfluss von Wasser durch diese Bodenschicht (Bewegung des Wassers im Boden, Eintrag durch Niederschläge und Bewässerung, Entzug durch Pflanzen, Evaporation etc.) erwartungsgemäß sehr hoch. Für den Standort Freising war z.B. für die Jahre 2000-2003 eine Niederschlagsmenge von ca. $3 \cdot 10^3 \text{ mm}$ zu verzeichnen. Die mögliche Veränderung der Bestandsgröße Bodenfeuchte im Beobachtungszeitraum ($<190 \text{ mm}$) ist somit verhältnismäßig gering. Bei einem kürzeren Beobachtungszeitraum im Bereich von Tagen oder Wochen kann der Puffereffekt des Bodens hingegen zu einer sehr bedeutenden Größe werden, die auf keinen Fall bei einer Stoff- und Energiebilanzierung vernachlässigt werden sollte.

Wie bereits erwähnt, kann die räumliche Auflösung gegenüber der vorgegebenen Struktur des Metamodells nicht nur verringert, sondern bei Bedarf auch erhöht werden. So könnte der oben vereinfacht dargestellte Bestand „Bodenfeuchte“ in beliebig kleine Teilkompartimente bzw. -bestände zerlegt werden, zwischen denen wiederum horizontale, vertikale und laterale Flüsse auftreten.

Zeitliche Auflösung

Bei der Quantifizierung der einzelnen Bestands- und Flussgrößen kann grundsätzlich zwischen zwei verschiedenen Ansätzen unterschieden werden:

- den zeitkontinuierlichen und
- den zeitdiskreten Verfahren.

Zeitkontinuierliche Verfahren ermöglichen die Ermittlung eines Zahlenwertes für jeden beliebigen Zeitpunkt (Bestand) bzw. jeden beliebigen Zeitraum (Fluss). Eine zeitkontinuierliche Datenermittlung kann dabei nur mit Differentialgleichungen erfolgen, welche Veränderungsraten einer Zielgröße in infinitesimal kleinen Zeitintervallen wiedergeben ([BERG und KUHLMANN, 1993d](#)).

Bei zeitdiskreten Verfahren lässt sich die Zielgröße hingegen nur für definierte Zeitpunkte bzw. definierte Zeitintervalle Δt ermitteln. Dies gilt für alle messtechnischen Daten, da sich die Intervalle zwischen einzelnen Mess- bzw. Aufzeichnungspunkten nicht beliebig verkleinern lassen (gleichzeitig würde die lückenlose Aufzeichnung von Messdaten in infinitesimal kleinen Intervallen zu einem unendlich großen Datenbestand führen). Auch bei vielen mathematischen Modellen ist die Wahl des Zeitintervalls aufgrund der Genauigkeit des Modells fachlich eingeschränkt. So variiert beispielsweise die empfohlene zeitliche Auflösung für die verschiedenen Modelle zur Abschätzung der Referenzevapotranspiration, in

Abhängigkeit von der Qualität der jeweils verwendeten Algorithmen, zwischen einer Stunde und bis zu zehn Tagen (ALLEN et al., 1998; GEORGE et al., 2002).

Die Quantifizierung stofflicher oder energetischer Größen über größere Zeiträume kann dabei entweder analytisch oder numerisch erfolgen. Analytische Lösungen beruhen dabei auf der Anwendung stetiger und differenzierbarer Funktionen. Liegt eine entsprechende Funktion nicht vor (gilt für alle zeitdiskreten Verfahren, aber auch für komplexe Differentialgleichungen), bieten sich numerische Lösungsverfahren an, bei denen die Lösung iterativ ermittelt wird (BOSSEL, 1994; TRAPP und MATTHIES, 1996). Die Euler-Cauchy-Integration stellt dabei das einfachste numerische Lösungsverfahren dar. Dabei wird der Beobachtungszeitraum zunächst in diskrete Zeitintervalle zerlegt. Für jedes einzelne Zeitintervall wird dann eine konstante Veränderungsrate $\frac{dz(t)}{dt}$ zugrundegelegt. Die Zielgröße wird abschließend aus der Summe der Teilergebnisse approximiert:

$$z(t + \Delta t) = z(t) + \frac{dz(t)}{dt} \cdot \Delta t \quad (7)$$

Der numerische Fehler, der sich aus der Annahme einer konstanten Veränderungsrate innerhalb eines Zeitintervalls ergibt, wird dabei umso kleiner, je kleiner das Zeitintervall Δt gewählt wird. Gleichzeitig steigt dabei der Rechenaufwand (BERG und KUHLMANN, 1993b; BOSSEL, 1994).

Im Rahmen des vorliegenden Konzeptes sollen dynamische Systemgrößen u.a. durch den Zugriff auf externe Datenquellen erfasst werden (Kap. 5.1.4). Zum größten Teil stehen mit diesem heterogenen Datenpool nur zeitdiskrete Daten zur Verfügung. Die Erfassung der dynamischen Systemgrößen muss daher numerisch erfolgen. Das Systemmodell gibt dabei einen „Erfassungstakt“, d.h. eine Schrittweite Δt , vor. Bei der Festlegung der Schrittweite beim Euler-Cauchy-Verfahren ist der bereits erwähnte numerische Fehler zu berücksichtigen, der sich bei zu großen Intervalllängen ergibt. Gleichzeitig sind der minimalen Schrittweite durch die Genauigkeit der jeweiligen Datenpools enge Grenzen gesetzt. So liefern Klimadatenbanken oder -messgeräte beispielsweise nur Tages- oder Stundensummen bzw. -mittelwerte. Diese Werte können zwar prinzipiell auf beliebig kleine Zeitintervalle „verteilt“ werden, die Genauigkeit erhöht sich dadurch aber nicht. Ein weiteres Kriterium stellt die Größe der Veränderungsrate $\frac{dz(t)}{dt}$ dar. Ist diese sehr klein, kann eine größere Schrittweite Δt gewählt werden als bei einer sehr großen Veränderungsrate. Das Betriebsmodell sollte daher kontextabhängige Taktraten vorgeben.

Letztlich ist zu gewährleisten, dass mit den zu verwendenden Schrittweiten auch die variablen, von der jeweiligen Zielstellung abhängigen Bewertungszeiträume, abbildbar sind (z.B.

Betriebsjahre, Kulturzeiten etc.). Das kleinstmögliche Bewertungsintervall entspricht dabei dem kleinsten gemeinsamen Vielfachen (kgV) aller im Modell verwendeten Taktraten. Als gültige Bewertungsintervalle kommen alle ganzzahligen Vielfachen dieses Minimalintervalls in Frage:

$$BI_{min} = kgV(\Delta t_1, \dots, \Delta t_n) \quad (8)$$

$$BI_a = a \cdot BI_{min} = a \cdot kgV(\Delta t_1, \dots, \Delta t_n); a \in \mathbb{N} \quad (9)$$

BI_{min} :	kleinstmögliches Bewertungsintervall
BI_a :	Bewertungsintervall
Δt_x :	Zeitintervall (Takt)

Welche Taktraten verwendet werden, ist im Einzelfall bei der Implementierung der unterschiedlichen Umweltaspekte (Kap. 6) zu entscheiden.

Dynamische Prozesse laufen in realen Systemen häufig parallel ab. Da diese Prozesse dabei gekoppelt sein können, darf auch die Erfassung der Einzelgrößen nicht unabhängig voneinander sequentiell erfolgen, sondern muss parallel unter Berücksichtigung aller Wechselwirkungen und Rückkoppelungen umgesetzt werden. Eine echte parallele Erfassung lässt sich allerdings nur durch infinitesimal kleine Berechnungsschritte realisieren. Voraussetzung hierfür wäre die Anwendung zeitkontinuierlicher Erfassungsverfahren. Da auch zeitdiskrete Verfahren im BUIS zur Anwendung kommen sollen, ist die Möglichkeit der parallelen Datenermittlung durch die vorgegebenen Taktraten begrenzt. Die Erfassung erfolgt daher chronologisch in Intervallen mit einer Schrittweite, die dem größten gemeinsamen Teiler (ggT) aller Taktraten entspricht (Abb. 22). Innerhalb eines Intervalls $[t_i; t_{i+1}]$ werden zunächst sämtliche Einzelgrößen $(c_{t_i, t_{i+1}}, d_{t_i, t_{i+1}})$ sequentiell erfasst, bevor das nächste Zeitintervall $[t_{i+1}; t_{i+2}]$ bearbeitet wird. Größen, deren individuelle Taktrate ungleich dem ggT sind (in Abb. 22 die Größen a und b), werden innerhalb desjenigen Zeitintervalls erfasst, für das die unteren Intervallgrenzen beider Raten zusammenfallen: $a_{t_i, t_{i+4}}$ wird im Intervall $[t_i; t_{i+1}]$ erfasst, $b_{t_{i+2}, t_{i+4}}$ in $[t_{i+2}; t_{i+3}]$ usw.. Um zu vermeiden, dass zwischen den einzelnen Taktraten zu große Verschiebungen auftreten, sollte die Intervallbreite einer Taktrate immer einem ganzzahligen Vielfachen der Intervallbreiten aller vorhandenen höheren Taktraten sein:

$$\begin{aligned}
M_I &= \{I_1, \dots, I_n\} && \text{mit} \\
\forall I_i \in M_I : & \quad I_i > I_{i-1} && \text{und} \\
\forall I_i \in M_I : & \quad I_i = \text{kgV}(I_1, \dots, I_{i-1})
\end{aligned} \tag{10}$$

M_I : Menge aller verwendeten Intervallbreiten
 I_i : Intervallbreite

also z.B.

$$M_I = \{1 \cdot \text{gg}T_{M_I}, 2 \cdot \text{gg}T_{M_I}, 4 \cdot \text{gg}T_{M_I}, 8 \cdot \text{gg}T_{M_I}, \dots\}$$

oder

$$M_I = \{1 \cdot \text{gg}T_{M_I}, 3 \cdot \text{gg}T_{M_I}, 6 \cdot \text{gg}T_{M_I}, 24 \cdot \text{gg}T_{M_I}, \dots\}$$

aber **nicht**

$$M_I = \{1 \cdot \text{gg}T_{M_I}, 3 \cdot \text{gg}T_{M_I}, 4 \cdot \text{gg}T_{M_I}, 7 \cdot \text{gg}T_{M_I}, \dots\}$$

Durch diese Vorgehensweise wird gleichzeitig eine optimale zeitliche Auflösung bei der Bewertung gewährleistet, da das kleinstmögliche Bewertungsintervall BI_{min} (vgl. Formeln 8 und 9) immer der größten verwendeten Intervallbreite bei der Datenerfassung I_n entspricht.

Die Reihenfolge, in der die Einzelgrößen innerhalb eines Intervalls ermittelt werden, ist dabei irrelevant, da in die Erfassung jeder Bestands- oder Flussgröße immer nur Parametergrößen des vorhergehenden Intervalls einfließen. Falls die Systemgröße d in Abb. 22 eine Funktion der Größen a , b und c ist ($d = f(a, b, c)$), dann würden zur Erfassung von $d_{t_{i+1}, t_{i+2}}$ die Werte a_{t_{i-4}, t_i} , b_{t_{i-2}, t_i} und $c_{t_i, t_{i+1}}$ verwendet werden.

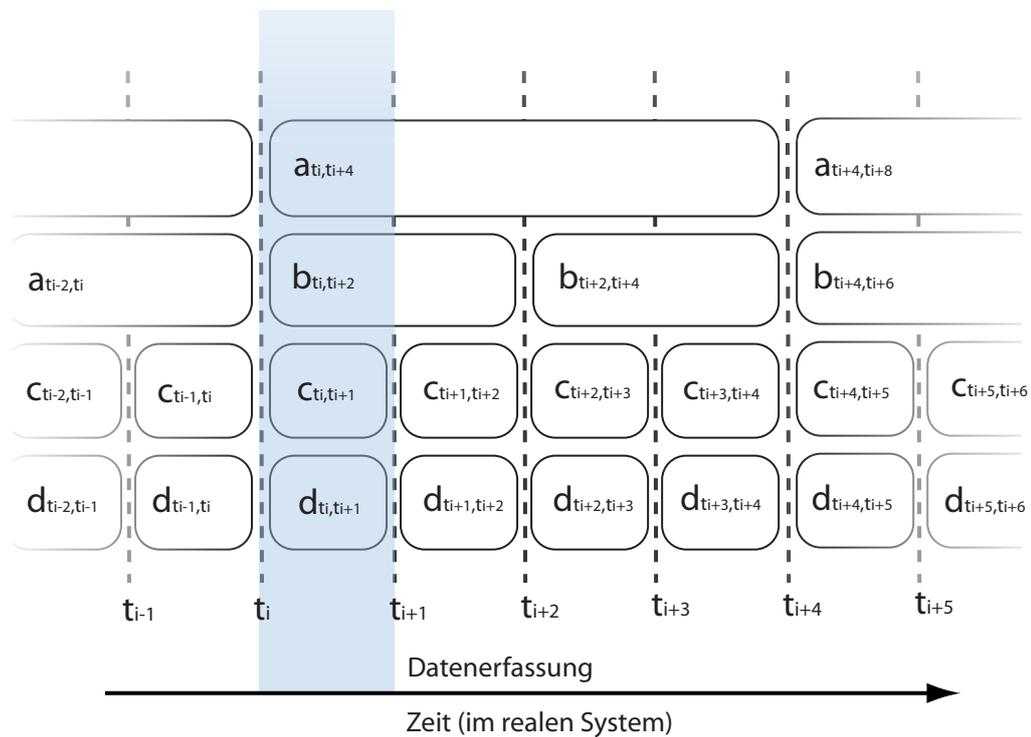


Abb. 22: Da viele dynamische Systemprozesse zeitkontinuierlich sind, und sich einzelne Systemgrößen a, b, c und d gegenseitig beeinflussen, muss die Erfassung der Einzelgrößen parallel erfolgen. Bei der Verwendung zeitdiskreter Erfassungsverfahren ist die Möglichkeit der parallelen Datenerhebung durch die Wahl der (Zeit-) Intervallgrößen begrenzt. Die Schrittweite bei der Datenerfassung entspricht dem größten gemeinsamen Teiler (ggT) aller verwendeten Taktraten $([t_i; t_{i+1}])$

5.2.3 Datenschnittstellen

Die eigentliche Quantifizierung aller (nicht-trivial zu ermittelnden) Bestands- (*stocks*) und Flussgrößen (*flows*) erfolgt über externe Datenquellen. Das Betriebsmodell selbst formuliert dabei zunächst nur eine Liste der im einzelnen zu erfassenden und quantifizierenden Größen. Die Elemente dieser Anforderungsliste werden an die Schnittstellenschicht (Abb. 15) weitergereicht. Die Schnittstellenschicht koordiniert dann die Erfassung der Einzelgrößen und reicht das Ergebnis an das Betriebsmodell zurück.

Für jeden durch das BUIS zu erfassenden Bestands- bzw. Flusstyp (z.B. Bodenfeuchte bzw. Evapotranspiration) wird in der Datenschicht eine Schnittstelle (*interface*) definiert. Jede Schnittstellendefinition beinhaltet dabei in stark abstrahierter Form diejenigen Parameter, die zur Erfassung der Zielgröße vom Betriebsmodell über die Schnittstelle an die Datenquelle kommuniziert werden müssen. Programmatisch werden diese Schnittstellen als Methoden realisiert. Entsprechend der in Kap. 4.3.3 dargestellten Methodennotation können Schnittstellen wie folgt allgemein formuliert werden:

$$\begin{aligned} \text{Stock}A_t &= f(t, \text{Element}) \quad \text{oder} \\ \text{Stock}A_t & \text{ getStockX}(t, \text{Element}) \end{aligned} \quad (11)$$

$$\begin{aligned} \text{Flow}B_{[t_x;t_y]} &= f(t_x, t_y, \text{Element}_{\text{source}}, \text{Element}_{\text{target}}) \quad \text{oder} \\ \text{Flow}B_{[t_x;t_y]} & \text{ getFlowB}(t_x, t_y, \text{Element}_{\text{source}}, \text{Element}_{\text{target}}) \end{aligned} \quad (12)$$

Stock A_t :	Bestand A zum Zeitpunkt t
Flow $B_{[t_x;t_y]}$:	Fluss B im Zeitraum $[t_x; t_y]$
Element :	Systemelement, das den Bestand A enthält
Element $_{\text{source}}$:	Quellelement des Flusses B
Element $_{\text{target}}$:	Zielelement des Flusses B

Dem Betriebsmodell sind dabei nur die abstrakten Schnittstellendefinitionen (*interfaces*) bekannt, nicht jedoch deren Implementierung (vgl. Kapselung, Kap. 4.3.1). Somit können für jede vorhandene Schnittstelle zur Programmlaufzeit ganz unterschiedliche Implementierungen und damit unterschiedliche Datenquellen in das BUIS eingebunden werden, ohne den Programmcode anpassen zu müssen (vgl. Polymorphismus, Kap. 4.3.4). Jede einzelne Schnittstellenimplementierung (= *plugin*) erschließt dabei eine externe Datenquelle (Abb. 23). Die Datenquelle muss dabei elektronisch für das BUIS zugänglich, d.h. entweder auf

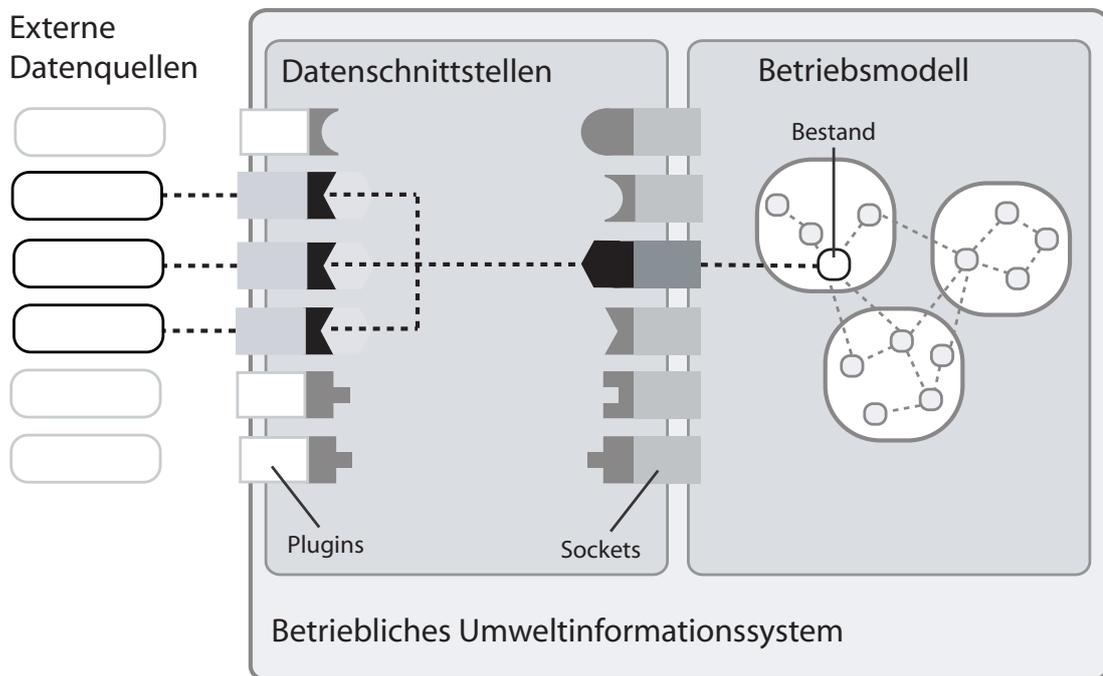


Abb. 23: Jedem Bestands- oder Flusstyp innerhalb des Datenmodells ist genau eine abstrakte Datenschnittstelle zugeordnet. Für jede Schnittstelle können beliebig viele Implementierungen (Plugins) zur Verfügung stehen, die dem Modell nach Bedarf Daten aus externen Datenquellen zuführen.

dem selben Rechner wie das BUI verfügbar oder über ein Netzwerk (Internet, Intranet) erreichbar sein.

Für jedes Interface, das innerhalb des BUI verwendet wird, existiert genau eine Anschlussstelle (= *socket*), über die die Kommunikation zwischen dem Betriebsmodell und einem bestimmten Plugin erfolgt. Stehen für ein bestimmtes Interface mehrere verschiedene Plugins zur Verfügung, kann über das entsprechende Socket eins der verfügbaren Plugins ausgewählt werden. Mit welchen Plugins die verschiedenen Sockets im Einzelfall belegt sind spielt für das Betriebsmodell dabei technisch keine Rolle, da seitens des Modells ausschließlich die verschiedenen Sockets, nicht aber deren individuelle Konfiguration ($\hat{=}$ Belegung), sichtbar sind.

Im einfachsten Fall lässt sich mit diesem Konzept jeder Bestands- bzw. Flussgröße über ein Socket genau ein Plugin und damit eine Datenquelle zuordnen (24 a). Bestimmte Datenquellen können allerdings auch mehr als eine Zielgröße des Datenmodells bedienen. Viele Modellansätze bilden beispielsweise nicht nur Detailgrößen (einzelne Stocks oder Flows),

sondern komplette Systeme ab. So simuliert das Modell N-Expert II (FINK und FELLER, 1998; FELLER und FINK, 2002, vgl. Kap. 6.6.3) die Stickstoff-Dynamik eines gartenbaulich genutzten Bodens. Klimadatenbanken, wie das Agrarmeteorologische Messnetz Bayern (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL), 2004), umfassen nicht nur eine einzelne Klimagröße, sondern stellen eine breite Palette an für das BUIS relevanten Daten zur Verfügung. Um Redundanzen bei der Implementierung der Plugins zu vermeiden, werden in diesem Fall mehrere Interfaces in ein einzelnes Plugin integriert (Abb. 24 b). Bei Datenbanken erspart man sich dadurch die mehrfache technische Umsetzung von Verbindungsaufbau, Kommunikation und Definition der Metadaten.

Im Gegensatz dazu kann es auch erforderlich sein, zur Ermittlung einzelner Zielgrößen auf mehrere Datenquellen gleichzeitig zuzugreifen. Bei den Verfahren zur Abschätzung der Evapotranspiration ET_c ist es z.B. üblich, gemäß Formel 22 ($ET_c = K_c \cdot ET_0$; vgl. Kap. 6.6.4) zwei Verfahrensschritte zu unterscheiden. Die beiden Teilgrößen Referenzevapotranspiration ET_0 und der Transpirationskoeffizient K_c werden dabei zunächst getrennt erfasst. Erst danach wird die eigentliche Zielgröße ET_c ermittelt. Eine entsprechende Aufteilung der beiden Verfahrensschritte auf getrennte Plugins (ET_0 und K_c), die erst über ein weiteres Plugin zur eigentlichen Zielgröße (ET_c) vereinigt werden, dient auch hier der Vermeidung von Redundanzen und ermöglicht eine freie Kombinierbarkeit der verfügbaren Plugins (Abb. 24 c). Nach diesem Muster können auch thematisch zusammengehörende Systemgrößen (z.B. Klimadaten, vgl. 6.6.1) in einer Schnittstelle abgebildet werden. Teilgrößen, wie z.B. ET_0 oder K_c , bilden dabei nicht notwendigerweise Bestands- oder Flussgrößen des Systems ab. Für das Betriebsmodell sind diese Hilfsgrößen somit auch nicht von unmittelbarer Bedeutung. Anders als bei dem eingangs erläuterten Schema Betriebsmodell-Socket-Plugin-Datenquelle (Abb. 24 a) ist für derartige Datenquellen daher auch kein Socket notwendig, der eine unmittelbare Kommunikation zwischen Modell und Datenquelle ermöglicht (Primärsocket). Trotzdem werden auch für solche Datenquellen Sockets bereitgestellt (Sekundärsocket), die dann aber nicht unmittelbar vom Betriebsmodell, sondern ausschließlich von anderen Plugins ansprechbar sind (Abb. 24 d). Für die Evapotranspiration würde dies beispielsweise zu folgender Konfiguration führen: zur Ermittlung der Evapotranspiration ET_c steht dem Betriebsmodell ein Primärsocket (ET_c -Socket) zur Verfügung. Für die Größen ET_0 und K_c existiert je ein Sekundärsocket (ET_0 -Socket und K_c -Socket), die zwar über ein ET_c -Plugin, nicht aber vom Betriebsmodell selbst angesprochen werden können. Prinzipiell kann ein Primärsocket dabei mit beliebig vielen Sub-Plugins belegt werden. Zirkelbezüge zwischen den einzelnen Plugins sind dabei zu vermeiden (Socket A ist mit Plugin A_i , Socket B mit Plugin B_j belegt. Plugin A_i greift auf Socket B, Plugin B_j auf Socket A zu). Die Verantwortung dafür liegt bei den einzelnen Plugins.

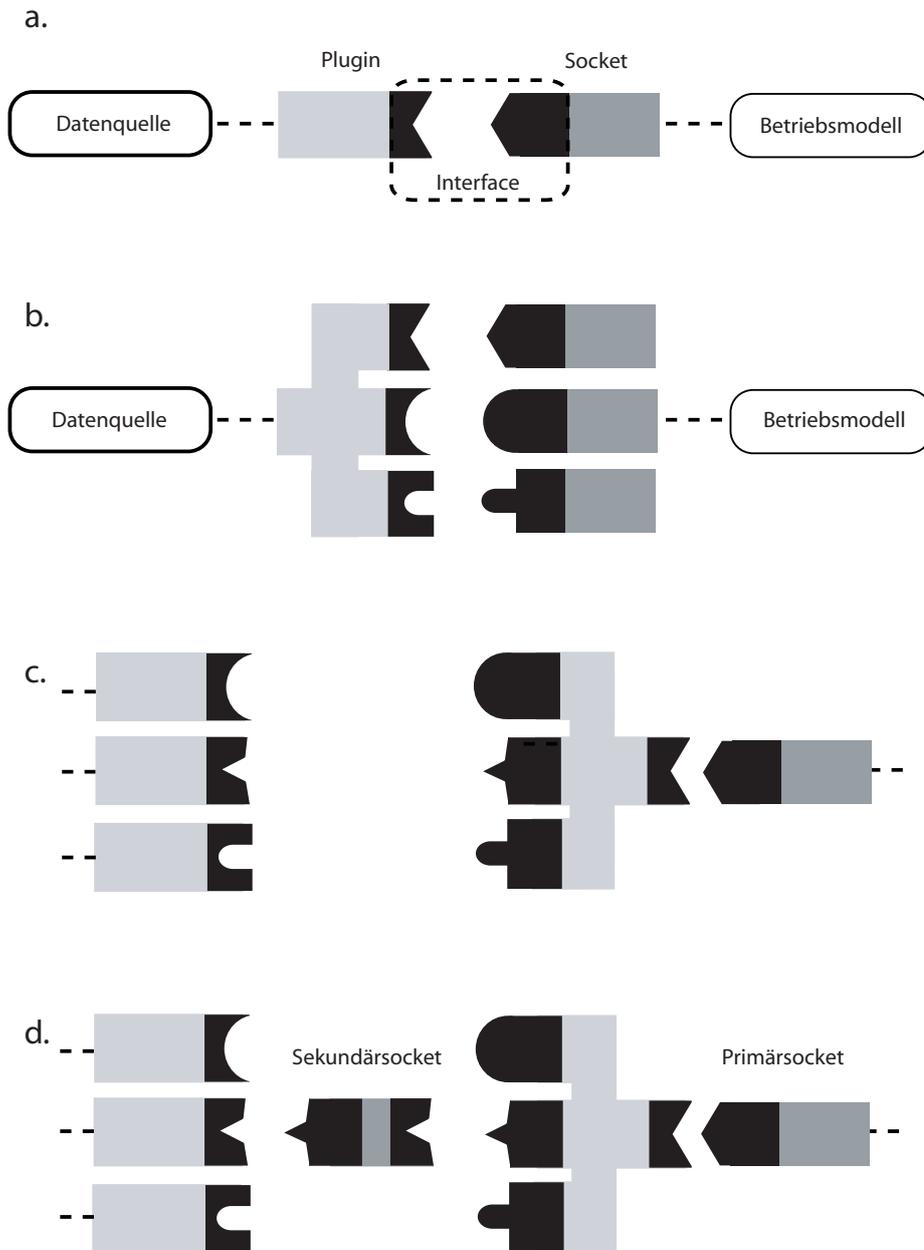


Abb. 24: Das Betriebsmodell kommuniziert über ein Socket mit einem Plugin, das die Verbindung zu einer Datenquelle darstellt. Je Interface existiert ein Socket. Jedes Socket kann mit denjenigen Plugins belegt werden, die ein gemeinsames Interface implementieren (a). Einzelne Plugins können auch mehrere Interfaces implementieren (b) oder auf mehrere unterschiedliche Datenquellen gleichzeitig zugreifen (c). Sockets stehen entweder dem Betriebsmodell (Primärsocket) oder ausschließlich anderen Plugins zur Verfügung (Sekundärsocket)(d).

Je nach Implementierung der einzelnen Plugins werden für die Erfassung einzelner Bestands- oder Flussgrößen neben den unmittelbar über die Schnittstelle mitgelieferten Parametern (Zeitpunkt bzw. Zeitraum, Bestandselement bzw. Quell- und Zielelement; vgl. Definition 11 und 12) weitere Detailgrößen aus dem Datenmodell benötigt. Bei einem Großteil dieser Parameter handelt es sich um Attributgrößen des bzw. eines der an das Plugin übergebenen Systemelemente. Das Plugin hat hierbei Zugriff auf alle fachlich relevanten Elementattribute. Einem Plugin **Bodenfeuchte** würde beispielsweise über die entsprechende Schnittstelle neben dem Erfassungszeitpunkt auch ein Systemelement vom Typ **Fläche** übergeben werden, für das die Bodenfeuchte ermittelt werden soll. Bei Bedarf könnte das Plugin auf Attribute der **Fläche**, z.B. **Feldkapazität** oder **Welkefeuchte** zugreifen. Neben den Attributen der **Fläche** werden vom Plugin unter Umständen aber auch Attribute anderer Systemelemente, wie **Bewässerungszeitpunkt** und **Bewässerungsmenge** aller Prozesselemente **Bewässerung** auf der **Fläche**, benötigt. Ein entsprechender Informationsbedarf kann innerhalb des Plugins aufgelöst werden: jedes Systemelement enthält als Attribute auch seine Ordnungsrelationen, die wiederum die beiden in Beziehung stehenden Systemelemente beinhalten (Abb. 16). Jede **Fläche** „kennt“ daher „ihre“ Bewässerungsprozesse, da beide über eine gemeinsame Relation verfügen. Die Tiefe, in die ein Plugin über die verschiedenen Relationen in das Betriebsmodell vordringen kann, ist dabei unbegrenzt.

5.2.4 Bewertung

Die Bewertung erfolgt innerhalb des BUIS in der Bewertungsebene (Abb. 15). Das Bewertungsobjekt ist dabei ein System, das nicht zwangsläufig identisch ist mit dem durch das Betriebsmodell abgebildete System ($\hat{=}$ Betrieb). Vielmehr kann die Bewertungseinheit ein beliebiges Subsystem, d.h. eine Untermenge der Systemelemente des Betriebsmodells darstellen. Analog zur Architektur der Datenschnittstellen (Kap. 5.2.3) existiert für die Bewertung ein einzelnes Socket, das mit unterschiedlichen Bewertungsschemata (Plugins) belegt werden kann. Allerdings erfolgt die Datenkommunikation hier nur in eine Richtung, nämlich vom Betriebsmodell über das Socket zum Bewertungsschema.

Das entsprechende Interface lässt sich vereinfacht folgendermaßen darstellen:

$$\begin{aligned} \text{Valuation}_{[t_x; t_y]} &= f(t_x, t_y, \text{System}) \quad \text{oder} \\ \text{evaluate}(t_x, t_y, \text{System}) \end{aligned} \quad (13)$$

t_x :	Beginn des Bewertungszeitraumes
t_y :	Ende des Bewertungszeitraumes
$\text{Valuation}_{[t_x; t_y]}$:	das Bewertungsergebnis für den Bewertungszeitraum $[t_x; t_y]$
System :	das zu bewertende System

Das Objekt vom Typ **System** stellt dabei die Information zur Verfügung, welche Elemente des Betriebsmodells innerhalb oder außerhalb der jeweiligen Systemgrenzen liegen. Damit ist gleichzeitig auch die Zuordnung aller Bestands- und Flussgrößen eindeutig definiert. Bestandsgrößen sind dabei entweder Teil des Systems oder der Systemumwelt. Flüsse finden entweder innerhalb des Systems, innerhalb der Systemumwelt oder zwischen System und Systemumwelt statt.

Da viele aktuelle Umweltbewertungsverfahren auf einer Energie- und Stoffstrombilanz als Bewertungsgrundlage basieren, wird ein Teil der modellinhärenten Informationen bereits vor der Weiterverarbeitung im eigentlichen Bewertungsschema aufbereitet. Die Aufbereitung besteht dabei aus der Selektion und Aggregation relevanter Daten. Konkret werden dabei

- alle Bestandsgrößen erfasst, die innerhalb der Systemgrenzen liegen. Dazu wird die Veränderung jeder Bestandsgröße $\text{Stock}N$ für den Betrachtungszeitraum $[t_x; t_y]$ ermittelt (vgl. Formel 11):

$$\begin{aligned} M_{\text{Stocks}} &= \{\Delta \text{Stock}N_{[t_x; t_y]} \mid \text{Stock}N \in \text{System}\} \quad \text{mit} \\ \Delta \text{Stock}N_{[t_x; t_y]} &= \text{Stock}N_{t_y} - \text{Stock}N_{t_x} \end{aligned} \quad (14)$$

- alle Flussgrößen $\text{Flow}M$ erfasst, die im Bewertungszeitraum zwischen System und Systemumwelt stattfinden, d.h. die Systemgrenze schneiden (vgl. Formel 12):

$$\begin{aligned} M_{\text{Flows}} &= \{\text{Flow}M_{[t_x; t_y]} \mid \\ &(\text{Element}_{\text{source}} \in \text{System} \wedge \text{Element}_{\text{target}} \notin \text{System}) \vee \\ &(\text{Element}_{\text{source}} \notin \text{System} \wedge \text{Element}_{\text{target}} \in \text{System})\} \end{aligned} \quad (15)$$

- abschließend jeweils alle Bestands- und Flussgrößen aus M_{Stocks} und M_{Flows} kumuliert deren Parameter „Bestandstyp“ und „Stoff-/Energietyp“ (Bestand) bzw. „Flusstyp“ und „Stoff-/Energietyp“ (Fluss) übereinstimmen.

Benötigt ein Bewertungsplugin weitere Detailinformationen, so können diese (analog zu den Datenschnittstellen, Kap. 5.2.3) über das, als Parameter übergebene, **System**-Objekt referenziert werden.

5.2.5 Benutzeroberfläche

Die individuelle Ausgestaltung des Betriebsmodells erfolgt durch den Benutzer des BUIS. Die Benutzeroberfläche hat dabei die Aufgabe, den Benutzer soweit möglich bei der Erstellung des Betriebsmodells zu unterstützen und dessen Vorgaben bereits bei der Eingabe zu plausibilisieren. Grundsätzlich gelten zwei Anforderungen:

- Alle relevanten Daten des Betriebsmodells müssen für den Benutzer zugänglich sein.
- Die Daten müssen dem Benutzer in einer möglichst zweckdienlichen und benutzbaren Form präsentiert werden.

Da das Betriebsmodell eines realen Betriebes mit all seinen Detaildaten ausgesprochen umfangreich und komplex werden kann, ist eine Darstellungsform, in der beide Anforderungen gleichzeitig erfüllt sind, nicht realisierbar. Die umfassende Darstellung aller vorhandenen Modelldetails führt zwangsläufig zu einer unüberschaubaren und äußerst unhandlichen Anhäufung von Daten. Dem Benutzer ist daher eine Auswahl an unterschiedlichen Repräsentationsformen zur Verfügung zu stellen, die eine selektive Darstellung des Systems ermöglichen (Komplexitätsreduktion). Eine Komplexitätsreduktion lässt sich dabei entweder durch

- eine **räumliche** Begrenzung auf einen Teilausschnitt des zu betrachtenden Systemmodells oder durch
- eine **inhaltliche** Beschränkung auf fachliche Teilaspekte des Modells realisieren.

Durch Anwendung einer dem jeweiligen Verwendungszweck entsprechenden Repräsentationsform können letztlich alle Modelldetails sichtbar gemacht werden, ohne dass Einbußen hinsichtlich der Benutzbarkeit des BUIS in Kauf genommen werden müssen. Analog zum Konzept der Anbindung externer Datenquellen (Kap. 5.2.3) und der Bewertungsschemata (Kap. 5.2.4) soll hierfür zunächst eine abstrakte Visualisierungsschnittstelle vorgegeben werden, die dann - je nach Verwendungszweck - mit unterschiedlichen Modulen zur Datenrepräsentation (*Views*) belegt werden kann. Den einzelnen Views kommt dabei die Aufgabe

einer selektiven grafischen Aufbereitung der im Betriebsmodell hinterlegten Informationen zu.

5.2.6 Datenhaltung

Bei der Verwaltung und dauerhaften Speicherung großer Datenbestände, wie sie im Rahmen des vorgestellten Konzeptes anfallen, bedient man sich sinnvollerweise eines Datenbankverwaltungssystems (engl. *data base management system*, DBMS), mit dem sowohl die anfallenden Benutzerdaten als auch die zugehörigen Beschreibungsdaten (Metadaten) in einer Datenbank hinterlegt werden können. Üblicherweise greift man bei der Verwendung von Datenbanken auf Datenbankmanagementsysteme von Drittanbietern zurück. Am häufigsten werden derzeit in der Praxis sogenannte relationale Datenbanksysteme eingesetzt (RDBMS). Als konzeptuellen Rahmen der Datenhaltung verwenden RDBMS das relationale Datenmodell, bei dem die Daten in Form zweidimensionaler Tabellen verwaltet werden. Im Zuge der zunehmenden Verbreitung objektorientierter Programmiersprachen hat in den letzten Jahren ein weiterer DBMS-Typ an Bedeutung gewonnen: die objektorientierten Datenbankverwaltungssysteme (OODBMS). Anders als die RDBMS verwenden OODBMS das objektorientierte Datenmodell, das in Grundzügen bereits in Kap. 4.3 vorgestellt wurde, als Verwaltungskonzept. Ein wesentlicher Vorteil der OODBMS gegenüber RDBMS besteht darin, dass sich komplexe Strukturen verhältnismäßig einfach in einem OODBMS verwalten lassen. So sind z.B. Objekte, die wiederum aus Objekten bestehen (bei beliebiger Schachtelungstiefe), oder komplexe Netzstrukturen ohne großen Aufwand abbildbar, was den Anforderungen des vorliegenden Projektes entgegenkommt. Da das Systemmodell auf einem objektorientierten Ansatz beruht, erlaubt die Verwendung eines OODBMS zudem die nahtlose Integration des DBMS in das Informationssystem. Bei Verwendung eines RDBMS müssten bei einer Kommunikation zwischen Applikations- und Datenschicht die betreffenden Inhalte des OO-Modells in das relationale Modell des DBMS übersetzt werden und vice versa. Dies wäre mit einem erheblichen Implementierungsaufwand und Performanzverlust verbunden. Im Gegensatz zu RDBMS, wo sich SQL als universelle Datenverwaltungssprache etabliert hat, ist die Entwicklung bei OODBMS noch nicht so weit fortgeschritten. Hier werden oftmals proprietäre Verwaltungssprachen verwendet. Um sich bei der Entwicklung des BUIS nicht von einem bestimmten Fabrikat abhängig zu machen, muss die Datenhaltungsschicht klar von den übrigen Applikationsschichten getrennt werden. Die Formulierung einer abstrakten Schnittstelle erlaubt hierbei die Anbindung beliebiger DBMS unterschiedlicher Datenhaltungskonzepte.

6 Prototypische Implementierung des Umweltinformationssystems *jemih*

Im folgenden Kapitel wird die prototypische Umsetzung *Java environmental management in horticulture* (*jemih*) des in Kap. 5 entwickelten Konzepts für ein gartenbauliches Umweltinformationssystem vorgestellt. Um den Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht zu sprengen, soll und kann nicht jedes Detail der Implementierung ausführlich behandelt werden. Der Schwerpunkt liegt folglich auf den fachlichen Aspekten der Umsetzung. Auf die Darstellung technischer Details soll hingegen nur kurz eingegangen werden.

6.1 Umfang der prototypischen Implementierung

Primäre Ziele der prototypischen Umsetzung des gartenbaulichen BUIS *jemih* sind die Veranschaulichung des vorgestellten Konzeptes und die Führung des Nachweises der Realisierbarkeit des entwickelten Ansatzes. Das in Kap. 5 vorgestellte Rahmenkonzept wurde zu diesem Zweck komplett in *jemih* umgesetzt. Der Prototyp ist gegenüber einem vollwertigen BUIS lediglich hinsichtlich der Anforderung nach Vollständigkeit eingeschränkt. So wurden bei der Implementierung nicht alle relevanten Umweltaspekte, sondern nur die Komplexe „Wasser“ und „Stickstoff“ einbezogen. Da bei der Realisierung des Prototyps besonderer Wert auf die Erfüllung der Forderung nach einer evolutionären und konsistenten Erweiterbarkeit des Systems gelegt wurde, besteht allerdings die Option, weitere Umweltaspekte in den Prototyp *jemih* einzubinden.

6.2 Systemstruktur und technische Details

Das entwickelte Konzept basiert auf einigen Grundprinzipien der objektorientierten Modellierung (u.a. Kapselung, Generalisierung, Spezialisierung und Polymorphismus). Prinzipiell ist es möglich, diesen objektorientierten Modellansatz in jeder beliebigen Programmiersprache umzusetzen, unabhängig vom jeweiligen Sprachparadigma. Naheliegend ist allerdings die Verwendung einer Sprache, die das OO-Paradigma vollständig unterstützt. Als weiteres wesentliches Kriterium bei der Sprachauswahl stand die Verfügbarkeit eines breiten Spektrums an Softwarebibliotheken im Vordergrund, die bereits einen Teil der für die Realisierung der Programmkomponenten notwendigen Funktionalität zur Verfügung stellen und den Implementierungsaufwand dadurch verringern (u.a. Bibliotheken zur Datenbank-anbindung, Kommunikation, grafischen Datenaufbereitung etc.). Die Wahl fiel dabei auf

die Sprache Java der Firma Sun Microsystems. Neben der OO-Unterstützung und der Verfügbarkeit an Softwarebibliotheken resultiert aus dem Einsatz von Java aber auch die Plattformunabhängigkeit als zusätzlicher Vorteil. Der Java-Prototyp ist somit auf Systemen mit unterschiedlichen Architekturen, Prozessoren und Betriebssystemen lauffähig. Aufgrund der Marktdominanz der Windows-Betriebssysteme der Firma Microsoft mag dieser Punkt auf den ersten Blick zweitrangig erscheinen. Da man sich durch die Verwendung von Java allerdings auch von Unterschieden/Inkompatibilitäten und vor allem auch von Neuentwicklungen innerhalb der Windows-Produktreihe unabhängig macht, entfällt ein nicht unerheblicher Aufwand für die Portierung und Anpassung des Programmcodes. Somit kann trotz unterschiedlichster Hardware-/Betriebssystemkonfigurationen bei den potentiellen Anwendern ein breites Zielpublikum erreicht werden.

Die Anforderung nach einer evolutionären Erweiterbarkeit des BUIS erfordert einen technischen Ansatz, der eine Aktualisierung der bereits beim Anwender installierten Anwendung erlaubt, ohne die Konsistenz bestehender Benutzerdaten zu gefährden. Für die Softwareaktualisierung und -verteilung wurde hierbei auf Java Web Start (JWS) von Sun Microsystems zurückgegriffen. Bei Java Web Start handelt es sich um eine web-basierte Technologie zur Anwendungsverteilung. Die Applikation selbst wird dabei auf einem HTTP-Server zur Verfügung gestellt (Abb. 25). Zusätzlich befindet sich auf dem Server eine HTML-Startseite, über die der Endanwender die Applikation auf seinem (Client-)Rechner via Webbrowser starten kann. Zunächst wird dabei JWS auf dem Client aktiviert. JWS gleicht nun ab, welche Anwendungsressourcen für die Applikation benötigt werden und welche Versionen auf dem Server und dem Client vorhanden sind. Fehlen clientseitig bestimmte Ressourcen oder existieren neuere Versionen werden diese von JWS automatisch vom Server geladen und die Anwendung anschließend gestartet. Andernfalls wird die Applikation mit den bereits vorhandenen Ressourcen ausgeführt. Dieser Abgleich findet bei jedem Neustart der Applikation statt. Durch die strenge Modularisierung des BUIS (vgl. Kap. 5.2.1) müssen bei einer Erweiterung nicht die kompletten Ressourcen, sondern nur die betreffenden Programmteile aktualisiert werden. Angesichts geringer Netzbandbreiten, wie sie vor allem in gartenbaulichen Betrieben zu erwarten sind, verbessert dies die Performanz und Anwendbarkeit des Systems.

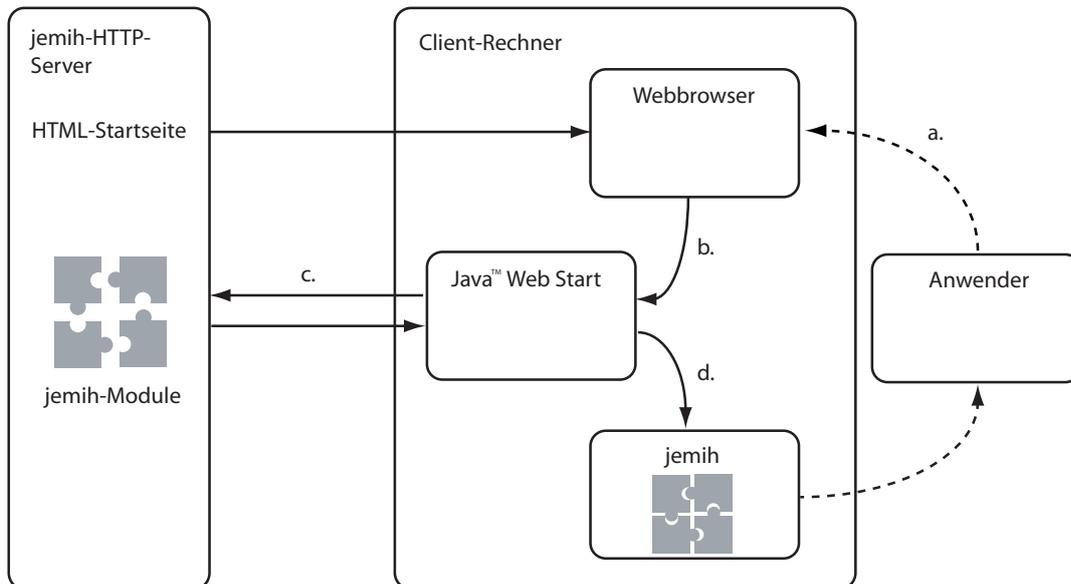


Abb. 25: Installation und Aktualisierung von *jemih* mit Java™ Web Start. Nach Auswahl eines Links im Webbrowser durch den Anwender (a) wird Web Start aktiviert (b). Web Start ermittelt die notwendigen Anwendungsressourcen und lädt diese bei Bedarf von einem HTTP-Server (c), um danach *jemih* zu starten (d).

6.3 Datenhaltung

Der Datenhaltungsschicht von *jemih* (vgl. Abb. 15) kommen zwei unterschiedliche Aufgaben zu:

- Verwaltung von benutzerspezifischen Daten (d.h. des Betriebsmodells bzw. der -modelle)
- Bereitstellung einer umfassenden Bibliothek standardisierter Basiskomponenten, auf die der Anwender bei der Erstellung seines individuellen Betriebsmodells zurückgreifen kann (Komponentenbibliothek).

Die Komponentenbibliothek kann dabei genau wie die anderen Programmteile (serverseitig) kontinuierlich erweitert werden und wird nach einer Änderung den auf den Rechnern der Nutzer befindlichen *jemih*-Systemen über den HTTP-Server zur Verfügung gestellt. Bei einer clientseitigen Aktualisierung dieser Komponentenbibliothek müssen die benutzerspezifischen Betriebsmodelle erhalten bleiben. Daher wurden die beiden Aufgaben der

Datenhaltungsschicht auf zwei physikalisch getrennte Datenbanken verteilt: eine Datenbank für die Benutzerdaten (`db_user`) und eine weitere für die Komponentenbibliothek (`db_lib`). Während `db_user` sowohl lesenden als auch schreibenden Zugriff erlaubt, und grundsätzlich niemals von JWS aktualisiert wird, kann aus `db_lib` nur gelesen werden. `db_lib` ist dadurch problemlos via JWS austauschbar (Abb. 26).

Die Kommunikationsschnittstelle zwischen der Datenhaltungsschicht und der Applikationsschicht in *jemih* wurde so abstrakt formuliert, dass prinzipiell jedes DBMS-Fabrikat als Verwaltungssystem eingebunden werden kann. Um sowohl die Plattformunabhängigkeit des Prototyps als auch die einfache Verteilbarkeit des Gesamtsystems zu erhalten, wurde das Datenbankverwaltungssystem `db4o` der Firma `db4objects` verwendet. Bei `db4o` handelt es sich um ein in Java implementiertes OODBMS, das *embedded* betrieben werden kann. *Embedded* bedeutet in diesem Zusammenhang, dass das DBMS nicht als separate Applikation genutzt und installiert werden muss, sondern unmittelbar in die Gesamtanwendung *jemih* integriert werden kann.

Die Daten in der Komponentenbibliothek sind wesentlich einfacher strukturiert als die Daten des Betriebsmodells, da sie im Grunde nur aus einer losen Sammlung standardisierter Datensätze besteht. Komplexe Beziehungen zwischen den einzelnen Datenelementen, wie sie das Betriebsmodell kennzeichnen (Ordnungs-/Wirkungsrelationen), existieren hier nicht. Solche einfachen Datensätze lassen sich bequem in tabellarischer Form verwalten. Die Datenpflege erfolgt daher zunächst über ein relationales DBMS. Bei Bedarf werden die relationalen Daten mittels eines Exportskripts in die objektorientierte Datenbank `db_lib` überführt und auf dem HTTP-Server bereitgestellt (Abb. 27).

6.4 Grafische Repräsentation (Datensichten)

Wie in Kap. 5.2.5 erläutert, ist dem Anwender das Betriebsmodell über die Benutzeroberfläche so zu präsentieren, dass zwar alle Detailinformationen zugänglich sind, der Benutzer gleichzeitig aber nicht durch die Informations- und Datenmengen überfordert wird. Dies wird durch eine selektive Aufbereitung der Daten erreicht, bei der der Darstellungsbe- reich auf bestimmte fachliche Aspekte oder räumliche Teilausschnitte des Modells begrenzt wird.

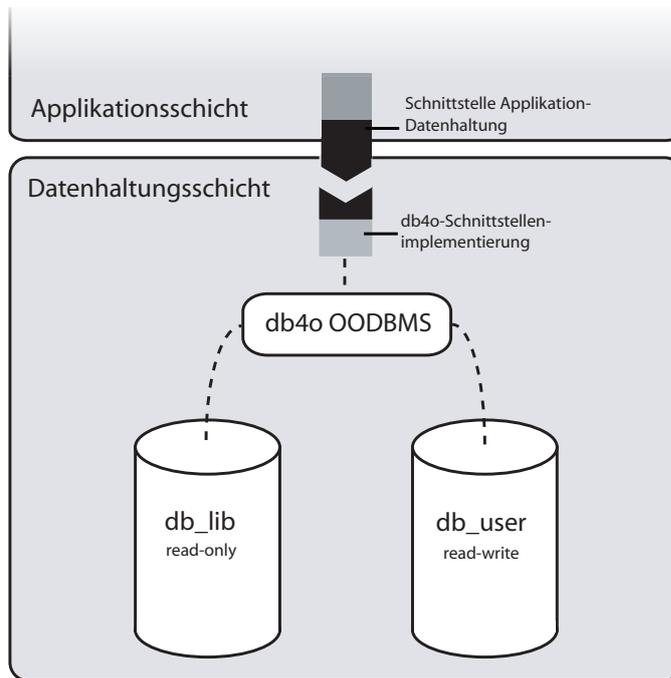


Abb. 26: Die Kommunikation zwischen Applikations- und Datenhaltungsschicht erfolgt über eine abstrahierte Schnittstelle. Für den vorliegenden Prototypen wurde eine Schnittstellenimplementierung für das OODBMS db4o realisiert, über die ein Zugriff auf die beiden physikalisch getrennten Datenbanken db_lib und db_user erfolgen kann.

In jemih wurden fünf Datensichten (Views) implementiert, die diesen Ansatz auf unterschiedliche Art umsetzen:

- Baum
- Tabelle
- Graph
- Diagramm
- Detail

Der räumliche Darstellungsbereich für die Sichten „Diagramm“ und „Detail“ wird vom Programm vorgegeben. Bei den anderen drei Sichten kann der Bereich durch den Benutzer angepasst werden.

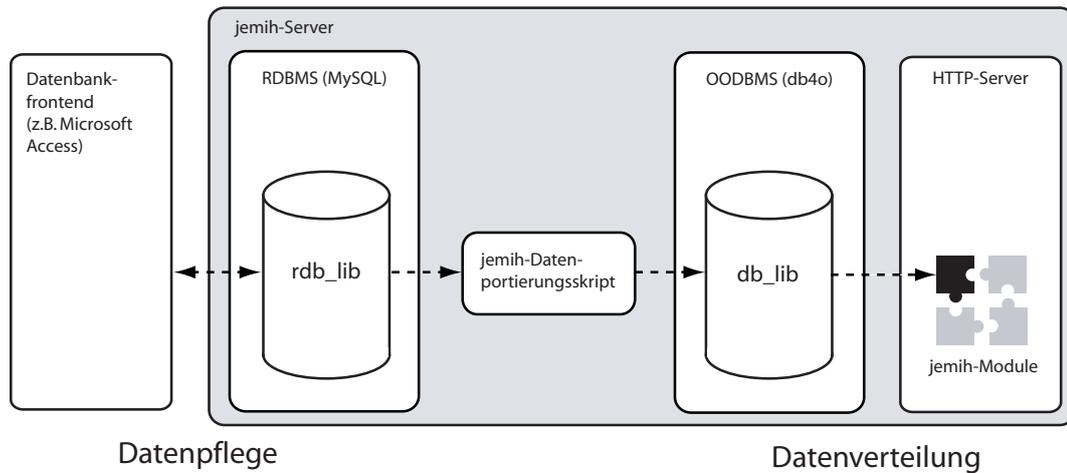


Abb. 27: Die Datenpflege in der Komponentenbibliothek erfolgt zunächst über eine relationale Datenbank (MySQL). Bei Bedarf werden die Daten mittels Exportskript in eine objektorientierte Datenbank (db4o) überführt und auf dem HTTP-Server zum Download freigegeben.

6.4.1 Baum

Die Baumdarstellung ist die Standarddatensicht in *jemih*. In ihr werden die einzelnen Systemelemente nach Elementtyp (Klasse) kategorisiert und geordnet. Die Baumstruktur spiegelt dabei in stark vereinfachter Form die Klassenhierarchie der Systemelemente wieder (vgl. Abb. 11): der Stamm des Baumes entspricht der höchsten Generalisierungsebene, während mit zunehmender Verzweigung auch der Grad der Spezialisierung zunimmt. Der Baum stellt somit die Verteilung der einzelnen Systemelemente auf die disjunkten Untermengen einer Obermenge dar. Die gemeinsame Obermenge aller Systemelemente eines Betriebsmodells (in **db_user**) ist der Betrieb, die gemeinsame Obermenge aller Bibliothekskomponenten ist die Komponentenbibliothek (in **db_lib**). Betriebsmodell und Komponentenbibliothek werden in getrennten Programmfenstern der *jemih*-GUI angezeigt (Betriebsmodell: Abb. 29, Komponentenbibliothek: Abb. 28). Attributwerte und Relationen der einzelnen Elemente werden in der Baumansicht nicht angezeigt (ausgenommen sind dabei Attribute, die der eindeutigen Identifikation der einzelnen Elemente in der Baumansicht dienen).

Aktiv	Komponente	Stickstoff (min.)	Stickstoff (total)	Phosphor
✓	Nitrophoska blau spe...	12,0 %	12,0 %	1
✓	Nitrophoska perfekt	15,0 %	15,0 %	
✓	Nitrophoska suprem	20,0 %	20,0 %	
✓	Nitrophos	20,0 %	20,0 %	2
✓	Nitroka plus	12,0 %	12,0 %	
✓	Kalkammonsalpeter	27,5 %	27,5 %	
✓	Ammonsulfatsalpeter	26,0 %	26,0 %	
✓	Schwefelsaures Amm...	21,0 %	21,0 %	
✓	Kalksalpeter	15,5 %	15,5 %	
✓	AHL 28% N	28,0 %	28,0 %	
✓	Kalkstickstoff Perka	19,8 %	19,8 %	
✓	Kalkstickstoff gemahlen	20,5 %	20,5 %	
✓	Stickstoff-Magnesia	22,0 %	22,0 %	
✓	Superphosphat	0,0 %	0,0 %	1
✓	Kali-Sulfat	0,0 %	0,0 %	
✓	Kalimagnesia	0,0 %	0,0 %	
✓	Kieserit	0,0 %	0,0 %	
✓	Kali (60er)	0,0 %	0,0 %	
✓	Kali (50er)	0,0 %	0,0 %	
✓	Kali (40er)	0,0 %	0,0 %	
✗	Rindermist	0,2 %	0,5 %	
✗	Schweinemist	0,3 %	0,7 %	
✗	Rindergülle	2,0 %	4,0 %	
✗	Schweinegülle	3,0 %	5,0 %	
✗	Kompost	0,2 %	0,4 %	

Abb. 28: Zwei unterschiedliche Datensichten auf die Komponentenbibliothek: Baumansicht (links) und Tabellenansicht (rechts).

6.4.2 Tabelle

Anders als die Baumansicht zeigt die Tabellenansicht nicht die Systemelemente und Elementmengen in ihrer hierarchischen Struktur, sondern die Elemente einzelner Mengen in tabellarischer Form. Eine Tabellenzeile repräsentiert dabei ein Systemelement. Die Auswahl der anzuzeigenden Menge erfolgt über die Markierung einer Verzweigung in der Baumansicht (Verzweigung im Baum $\hat{=}$ Teilmenge). Da alle Elemente einer Menge Instanzen einer gemeinsamen Klasse sind, können die gemeinsamen Attribute der Elemente als Spalten in der Tabellenansicht angezeigt werden. Je näher die Verzweigung dabei dem Stamm des Baumes liegt, desto höher ist der Grad der Generalisierung der darin enthaltenen Elemente, und desto geringer wird auch die Anzahl der gemeinsamen Attribute der Elemente. Gleichzeitig verringert sich die Detailtiefe der Tabellenansicht, je höher in der Klassenhierarchie eine Teilmenge anzusiedeln ist. In der Baumansicht der Komponentenbibliothek kann

beispielsweise die **Komponentenbibliothek** selbst als Obermenge für die Tabellenansicht ausgewählt werden. In der Tabelle erscheinen dann alle vorhandenen Bibliothekselemente. Wird hingegen die Menge **Düngemittel** selektiert, erscheinen nur die Elemente dieser Untermenge in der Tabelle. Da sich nur **Düngemittel**-Elemente in der Tabelle befinden, können auch **Düngemittel**-spezifische Attribute aufgelistet werden (Abb. 28).

Die einzelnen Elemente können innerhalb einer Tabelle nach ihren Attributwerten sortiert werden. Der Anwender wählt hierfür mit der Maus denjenigen Spaltenkopf, der dem Attribut entspricht nach dem sortiert werden soll. Die Sortierreihenfolge ist abhängig vom Typ des Attributes. Numerische Attributwerte werden normalerweise numerisch, Zeit-Attribute chronologisch sortiert. Bei allen übrigen Attributen ist der Sortieralgorithmus abhängig von der individuellen Implementierung der Attributklasse.

In bestimmten Fällen (z.B. bei der Anzeige der Bestandswerte **Bodenfeuchte** eines **Flächen**-Elements) werden die Einzelwerte in den Tabellenzellen nicht nur als Zeichenlitterale, sondern auch durch die Zuweisung von Farben zu bestimmten Wertebereichen grafisch dargestellt. Das erleichtert dem Anwender, Informationen aus den dargestellten Datenmengen (im Beispiel in Abb. 29 immerhin rund $13 \cdot 10^3$ Einzelwerte für den Zeitraum Januar 2000 bis Oktober 2004) zu erschließen.

6.4.3 Graph

In der Graphenansicht wird das Betriebsmodell oder ein Teilausschnitt des Modells als Graph dargestellt, wobei Systemelemente durch Graphenknoten und Ordnungsrelationen als Graphenkanten dargestellt werden. Für Ordnungsrelationen, die nur zeitlich begrenzt bestehen, wird zusätzlich der jeweilige Gültigkeitszeitraum angezeigt (bei einer Ordnungsrelation zwischen einer **Kultur** und einer **Fläche** z.B. die Kulturzeit). Ähnlich wie in der Baumansicht bleiben Attributwerte weitgehend verborgen. Die einzelnen Systemelemente sind im Gegensatz zu dieser nicht nach Elementklassen (und damit hierarchisch) angeordnet, sondern frei in der Darstellung platzierbar. Die Graphendarstellung ist durch die Berücksichtigung der Ordnungsrelationen besonders gut geeignet, die strukturellen Aspekte des Betriebsmodells zu verdeutlichen. Für komplexe Modelle realer Betriebe wird die Graphenansicht durch die Vernetzung der Elemente allerdings sehr schnell unübersichtlich. Es besteht daher die Möglichkeit, den Darstellungsbereich auf Teilsysteme des Betriebsmodells einzugrenzen, indem ein einzelnes Systemelement ausgewählt und zu diesem die Graphenansicht geöffnet wird. Es werden dann nur die mittelbar zum selektierten Element in Beziehung stehenden Nachbarelemente im Graphen dargestellt (Abb. 30).

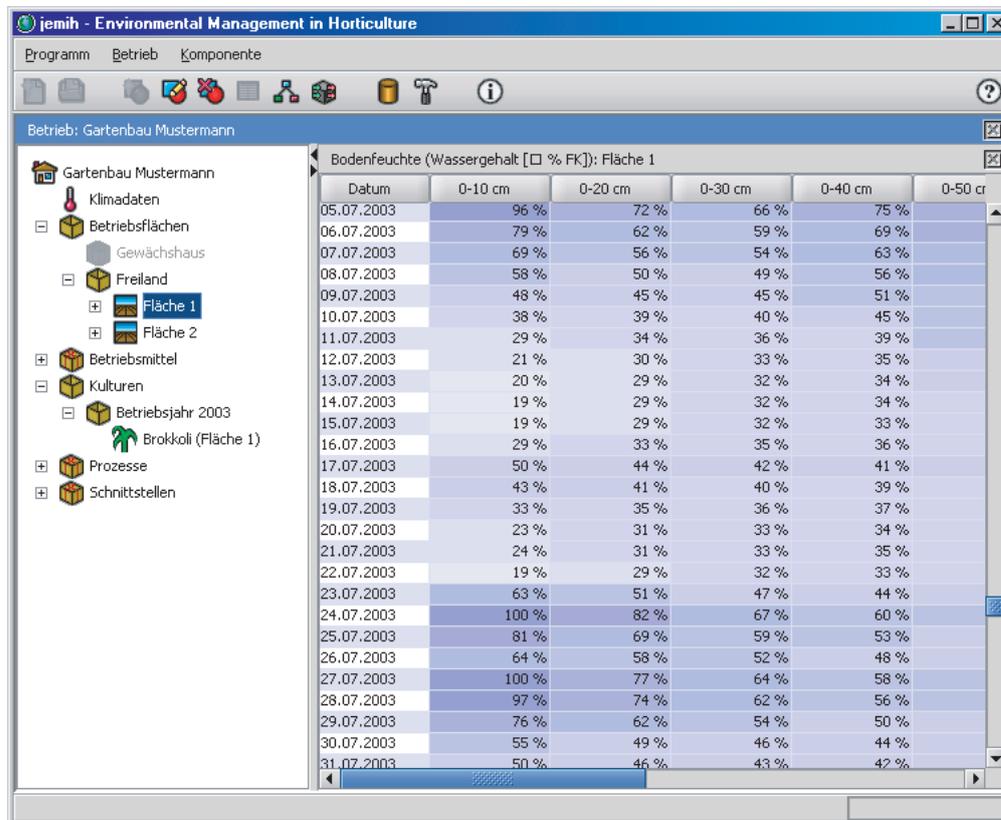


Abb. 29: Tabellarische Darstellung der Bodenfeuchte im Betriebsmodell. Die Einzelwerte werden dabei nicht nur als Zeichenliterale angezeigt, sondern zusätzlich farblich interpretiert.

6.4.4 Diagramm

Die Diagrammansicht ist vor allem für die grafische Darstellung dynamischer Größen des Betriebsmodells geeignet. In Form von Liniendiagrammen kann hier die Entwicklung von einzelnen Bestands- und Flussgrößen über die Zeit anschaulich vermittelt werden. Durch einfache Markierung mit der Maus können beliebige Teilausschnitte innerhalb eines Diagramms als Darstellungsbereich vorgegeben werden (Abb. 31).

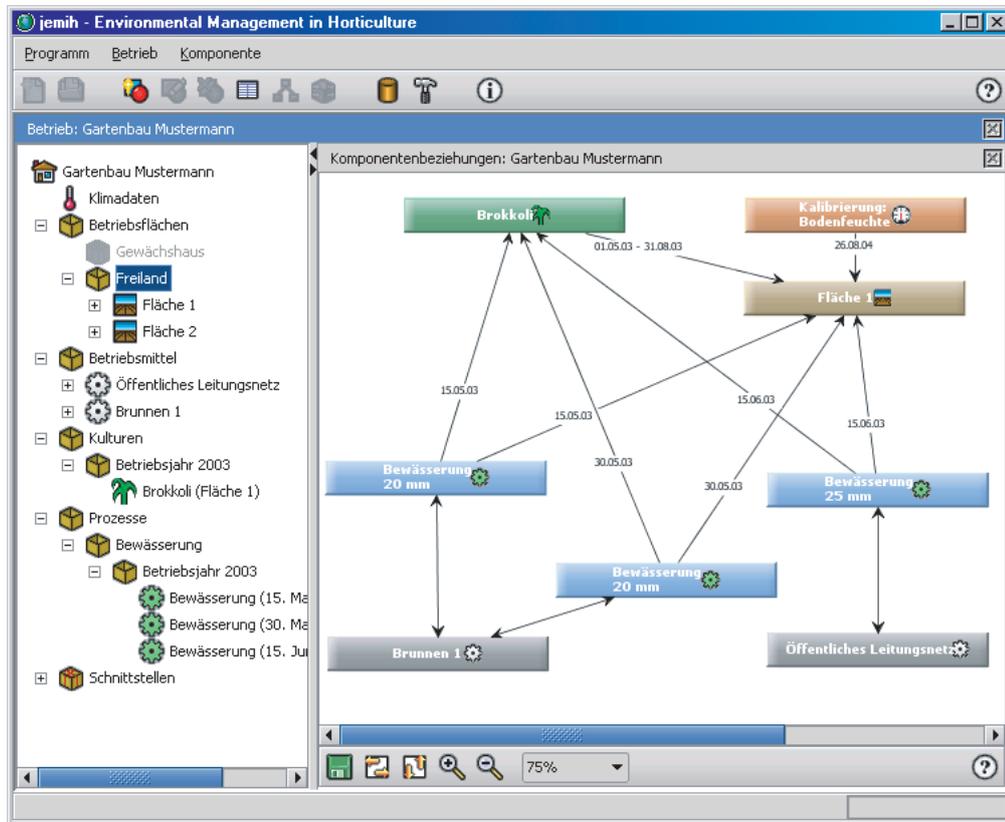


Abb. 30: Graphenansicht auf das Betriebsmodell (rechts). Systemelemente werden dabei als Graphenknoten, Ordnungsrelationen als Graphenkanten dargestellt. Für zeitlich begrenzte Relationen wird zusätzlich der Gültigkeitszeitraum angezeigt.

6.4.5 Detail

In der Detailansicht wird jeweils nur ein einzelnes Element angezeigt. Anders als bei den übrigen Datensichten sind in der Detailansicht alle für den Benutzer relevanten (nicht-dynamischen) Elementattribute sichtbar. Da die Anforderungsprofile für die Elementansicht des Betriebsmodells (Systemelemente) und der Komponentenbibliothek (Bibliothekselemente) unterschiedlich sind, wurden zwei unterschiedliche Detailansichten implementiert. Die Attribute der Systemelemente des Betriebsmodells können durch den Benutzer modifiziert werden. Die Eingabe erfolgt hierbei über die Detailansicht (Editor). Für jeden Elementtyp existiert ein spezifischer Editor, der für jedes Attribut eine passende UI-Komponente bereitstellt (z.B. Kalenderkomponente zur Festlegung der Kulturzeiten von

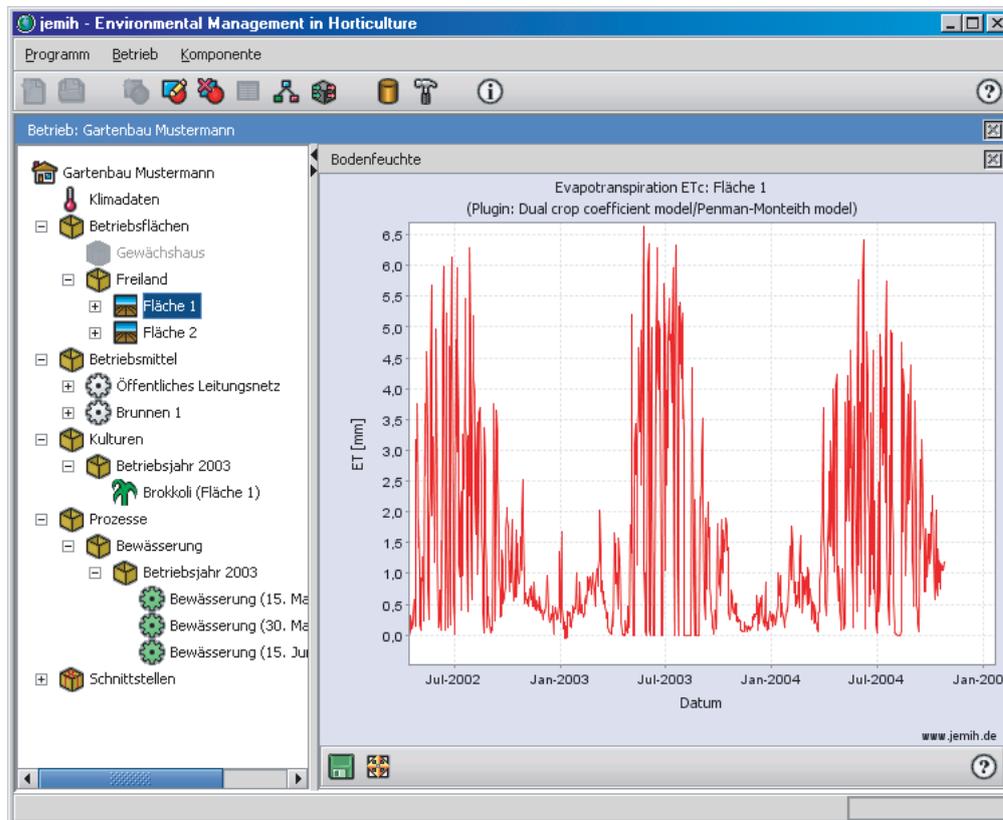


Abb. 31: Die Diagrammsicht ist vor allem für die Darstellung dynamischer Systemgrößen geeignet (im Bild rechts: die auf einer Fläche auftretende Evapotranspiration zwischen Frühjahr 2002 und Herbst 2004). Die Skalierung ist dabei vom Benutzer frei wählbar.

Kultur-Elementen, Auswahlboxen zur Festlegung der Kulturfläche etc.). Daneben sind die Editoren für die Plausibilisierung und gegebenenfalls fachliche Korrektur der Benutzereingaben zuständig (Abb. 33). Im Gegensatz dazu sind die Inhalte der Komponentenbibliothek nicht durch den Benutzer zu ändern. Eine attributtypspezifische Unterstützung der Benutzereingabe und Plausibilisierung ist somit für Bibliothekskomponenten nicht notwendig. Es genügt eine generische Datensicht, die die Attribute der Elemente in Form einer Liste anzeigt (Abb. 32).

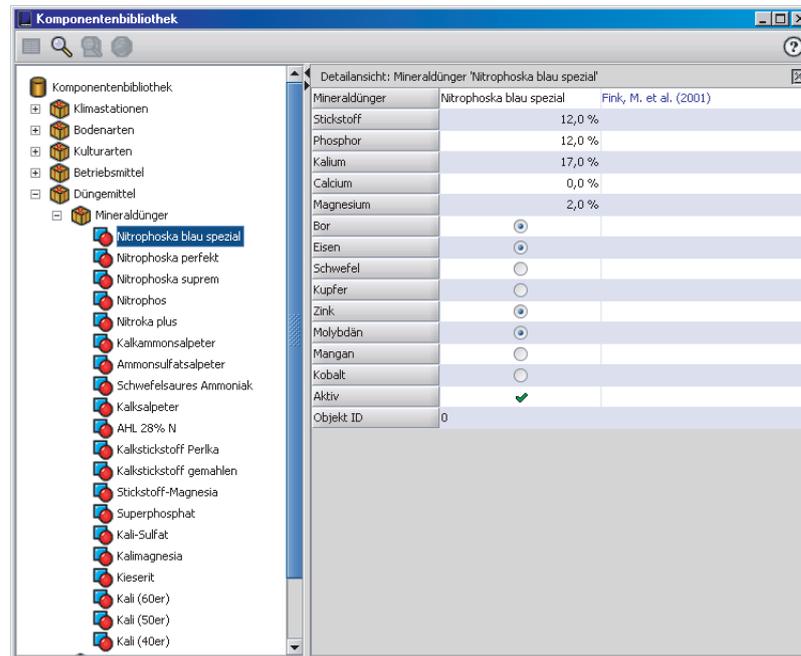


Abb. 32: Anzeige der einzelnen Attribute einer Komponente der Komponentenbibliothek in der generischen Detailansicht (rechts).

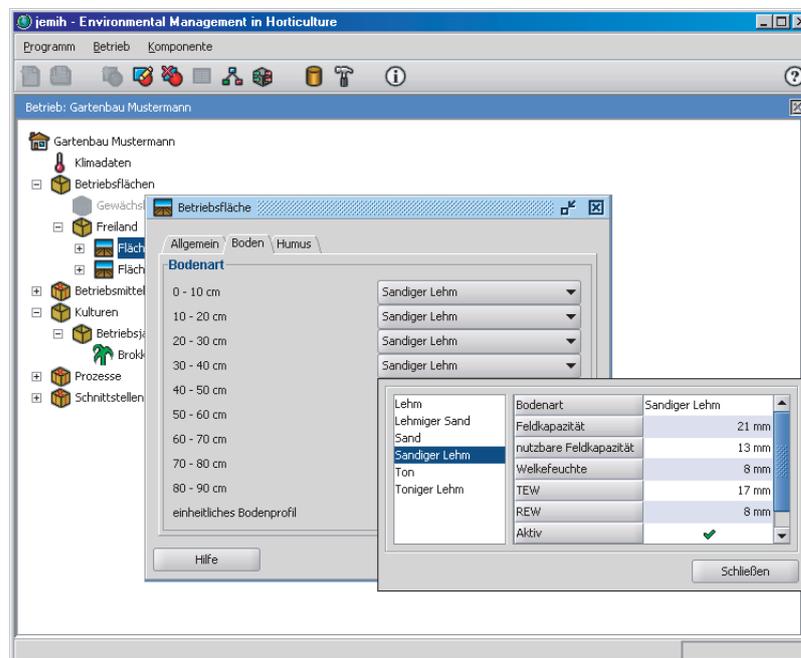


Abb. 33: Anzeige und Modifikation eines Systemelements des Betriebsmodells in einem elementspezifischen Editor. Neben einer dem jeweiligen Attributtyp angepassten Darstellung übernimmt der Editor die Plausibilisierung der Benutzereingabe.

6.5 Abhängigkeiten und Wechselwirkungen innerhalb des Betriebsmodells

Ein ganz wesentlicher Aspekt des Betriebsmodells ist die Abbildung der Vernetzung der einzelnen Systemelemente des realen gartenbaulichen Produktionssystems. Diese Vernetzung ist gleichbedeutend mit einer wechselseitigen Abhängigkeit der Systemelemente. Da der Benutzer von *jemih* die Möglichkeit hat, jederzeit das Betriebsmodell zu modifizieren, muss gewährleistet sein, dass *jemih* automatisch alle Folgen, die sich aus dieser Modifikation ergeben, abbildet. Dabei müssen u.a. folgende Änderungen berücksichtigt werden:

- Hinzufügen/Entfernen von Systemelementen: z.B. Entfernung eines Systemelements Fläche (**Acreage**), dem eine oder mehrere Kulturen (**Crop**) zugeordnet sind
- Änderung von Ordnungsrelationen: z.B. die „Verschiebung“ eines Systemelements vom Typ Kultur (**Crop**) von einer Fläche (**Acreage**) auf eine andere
- Änderung von Elementattributen: z.B. Änderung der einer Fläche (**Acreage**) zugewiesenen Bodenart (**Soiltype**) hat Auswirkungen auf die Bestands- und Flussgrößen der Wasser- und N-Dynamik der Fläche
- Änderung der Belegung der Datenschnittstellen: Austausch eines Modell-Plugins zur Abschätzung der Referenzevapotranspiration führt zu einer Änderung der Flussgröße Evapotranspiration und damit des gesamten Wasserhaushaltes
- Aktualisierung der über die Datenschnittstellen verfügbaren Daten

Die zu berücksichtigenden Konsequenzen aus einer Modifikation einzelner Elemente des Betriebsmodells betreffen dabei nicht nur das Betriebsmodell selbst, sondern unter Umständen auch andere Anwendungsschichten, wie die Benutzerschnittstelle (Views), die Datenhaltung und die Bewertungsebene. Dieser Problematik wird durch die Anwendung des sogenannten Observer-Entwurfsmusters ([GAMMA et al., 1994a](#)) Rechnung getragen. Im Falle des Prototypen bedeutet das, dass sich bei jedem Systemelement des Betriebsmodells sowie bei jedem Plugin-Socket 0 bis n sogenannte Observer anmelden können. Jeder Observer ist dabei eine beliebige Programminstanz (View, Datenhaltung etc.), die durch die Anmeldung ein Interesse an möglichen Modifikationen des jeweiligen Systemelements bekundet. Findet eine entsprechende Änderung an einem Systemelement statt, benachrichtigt dieses alle aktuell angemeldeten Observer. Die Aktualisierung des Betriebsmodells übernimmt in *jemih* eine zentrale Observerinstanz, die je nach Art der Änderung eine fachliche Entscheidung über die zu ergreifenden Maßnahmen trifft. Jede Änderung an einem beliebigen Detail des Betriebsmodells führt somit unmittelbar zu einer Plausibilisierung und gegebenenfalls Anpassung aller betroffenen Systemkomponenten.

6.6 Datenschnittstellen (Interfaces) und Fachmodule (Plugins)

Die Datenschnittstellen (Interfaces) in *jemih* werden technisch durch die gleichnamigen Java-Konstrukte (Interface) definiert. Interfaces in Java beinhalten nur Klassensignaturen, d.h. Methodenköpfe, aber grundsätzlich nicht die Implementierungen der Methoden. Bei den Plugins handelt es sich hingegen um Java-Klassen, die ein oder mehrere dieser Interfaces implementieren müssen. Alle *jemih*-Plugins erben von einer abstrakten Plugin-Klasse (`AbstractPlugin`), in der bereits die gesamte allgemeine Plugin-Funktionalität (vgl. Kap. 5.2.3) hinterlegt ist. In jeder Subklasse muss somit nur noch die fachliche Funktionalität für die jeweils zu implementierenden Interfaces hinzugefügt werden (Abb. 34).

Für jedes Interface existiert genau ein Socket in *jemih*. Jedes Socket ist durch einen Eintrag in der Baumansicht des Betriebsmodells grafisch repräsentiert. Über einen Editor kann jedes Socket mit einem Plugin belegt werden, das ein zum Socket passendes Interface implementiert (Abb. 35). Der Editor stellt weitere Detailinformationen zum jeweiligen Plugin bereit, wie z.B. Literaturquelle (bei wissenschaftlichen Modellen), Verwendung und Abhängigkeiten von weiteren Plugins bzw. Interfaces usw.. Bei Bedarf können hier auch zusätzlich notwendige Pluginparameter spezifiziert werden (z.B. Regressionsparameter zur standortspezifischen Korrektur der Referenzevapotranspirationsmodelle; siehe Kap. 7.1). Da die Konfiguration der Sockets auf Ebene der einzelnen Betriebsmodelle erfolgt und nicht auf Ebene der Gesamtapplikation, können unterschiedliche Betriebsmodelle parallel mit vollkommen unterschiedlichen Pluginkonfigurationen verwaltet werden.

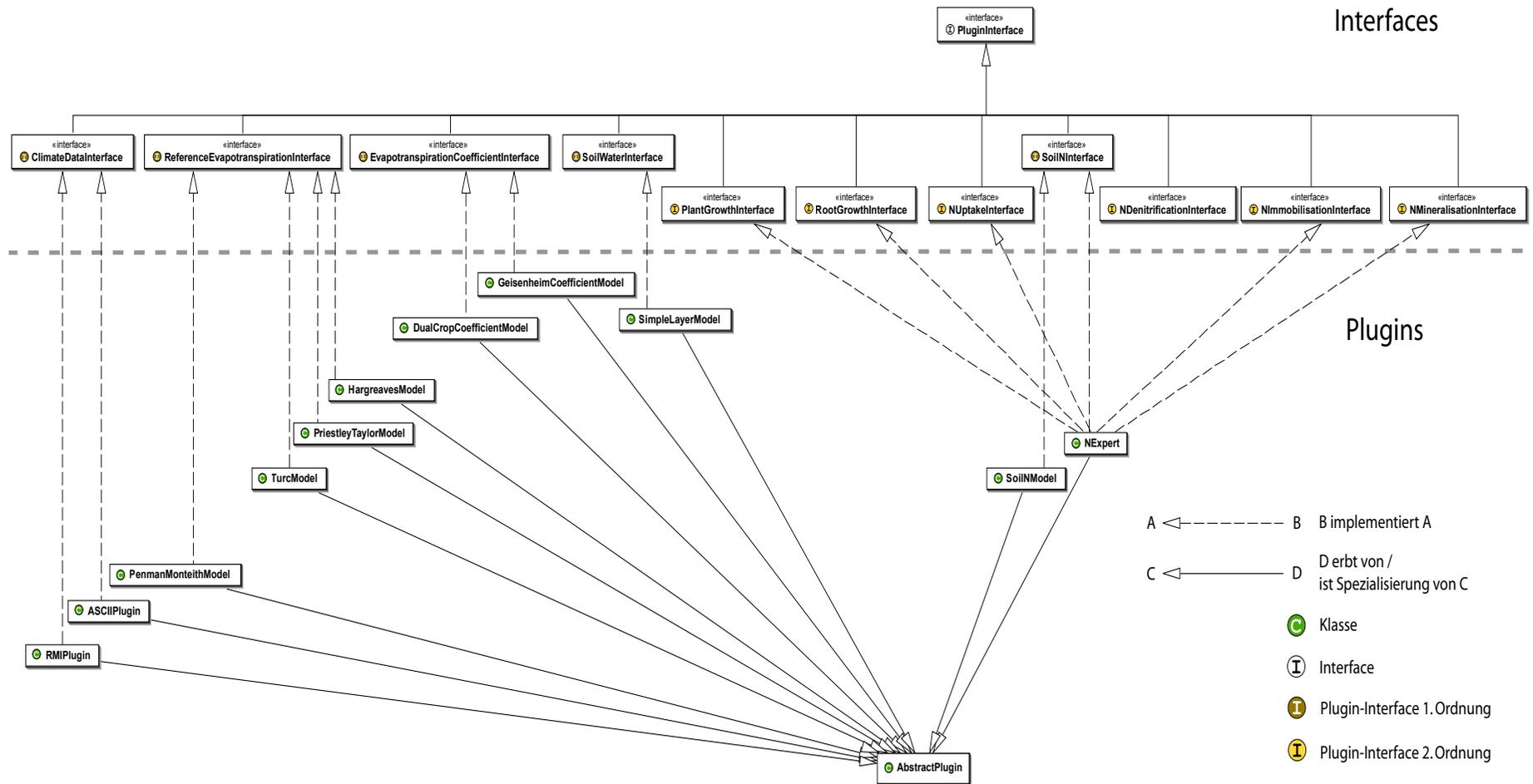


Abb. 34: Alle Interfaces in jemih sind Spezialisierungen des Superinterfaces **PluginInterface**. Plugins, die in das System eingebunden werden sollen, müssen 1 bis n dieser Interfaces implementieren. Gleichzeitig erben alle Plugins von der abstrakten Superklasse **AbstractPlugin**. **AbstractPlugin** stellt die allgemeine Plugin-Funktionalität zur Verfügung. Die Subklassen implementieren nur noch die zur Erschließung der externen Datenquellen notwendige spezifische Funktionalität. Die Abbildung zeigt alle für den Prototypen implementierten Plugins.

Zur Abbildung der Umweltaspekte „Wasser“ und „Stickstoff“ wurden folgende Interfaces und Sockets in den Prototypen integriert, die in den folgenden Kapiteln zusammen mit den jeweils verfügbaren Plugins erläutert werden:

- Primärsockets und -interfaces:
 - Klimadaten (`ClimateDataInterface`)
 - Referenzevapotranspiration ET_0 (`ReferenceEvapotranspirationInterface`)
 - Evapotranspirationskoeffizient (`EvapotranspirationCoefficientInterface`)
 - Bodenfeuchte (`SoilWaterInterface`)
 - Bodenstickstoff (`SoilNInterface`)
- Sekundärsockets und -interfaces:
 - Sprosswachstum (`PlantGrowthInterface`)
 - Wurzelwachstum (`RootGrowthInterface`)
 - Stickstoffaufnahme (`NUptakeInterface`)
 - Denitrifikation (`NDenitrificationInterface`)
 - Immobilisation (`NImmobilization`)
 - Mineralisation (`NMineralisationInterface`)

Um ein Plugin in jemih zu integrieren, muss lediglich eine neue Klasse erstellt werden, die eines oder mehrere dieser Interfaces implementiert und von der gemeinsamen Superklasse `AbstractPlugin` erbt. Neue Plugins können dann über das Standardverteilungsverfahren (JWS, siehe Kap. 6.2) in jemih eingebunden werden. Alternativ besteht die Möglichkeit, Plugins, die nicht allgemein verteilt werden sollen, direkt in ein entsprechendes Unterverzeichnis des jemih-Installationsordners auf der Festplatte des Benutzers zu kopieren. Bei jedem Programmneustart wird dieser Ordner nach Subklassen von `PluginInterface` durchsucht und die Plugins für die jeweiligen Sockets bereitgestellt. Zur fachlichen Erweiterung des Systems um weitere Umweltaspekte müssen auf Ebene der Datenerfassung die entsprechenden Interfaces zur Abbildung der dynamischen Systemgrößen hinzugefügt werden.

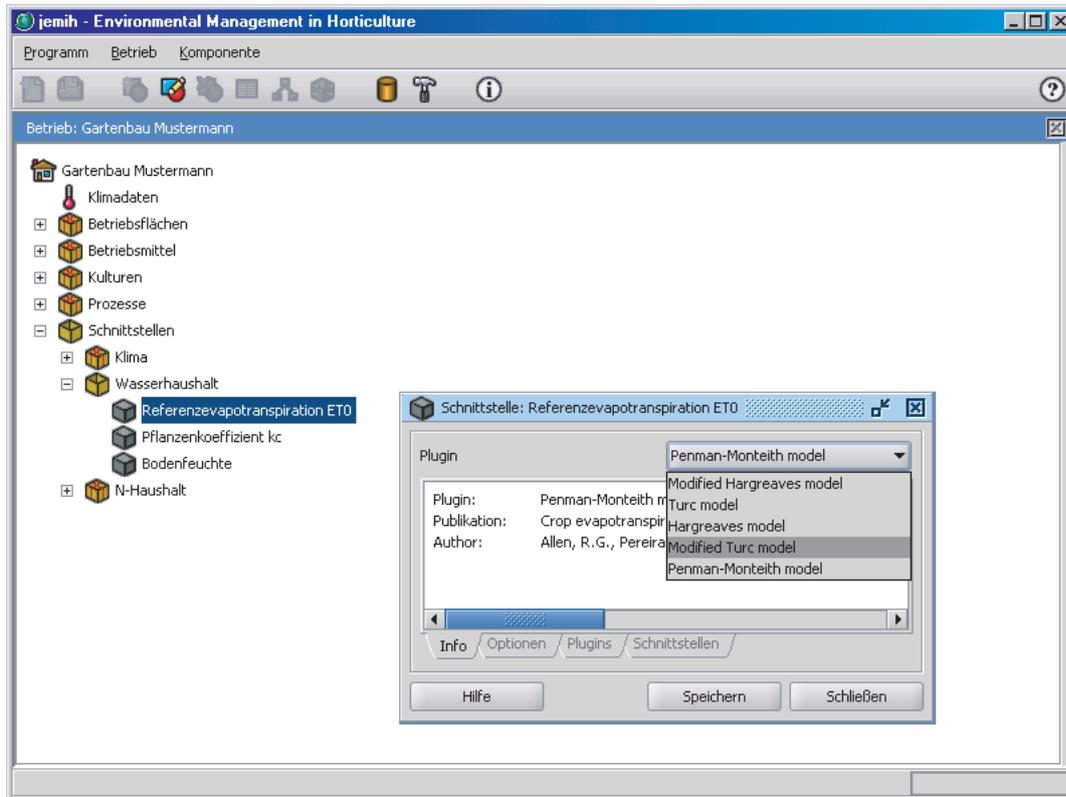


Abb. 35: Über die Baumansicht des Betriebsmodells kann jedes Plugin-Socket mit einem passenden Plugin belegt werden. In einer Auswahlbox werden alle verfügbaren Plugins zum jeweiligen Socket (hier Referenzevapotranspiration ET_0) angezeigt.

6.6.1 Klimadaten (ClimateDataInterface)

Für den Import klimatischer Größen wurde ein gemeinsames Interface, das `ClimateDataInterface` erstellt. Die eigentliche Methode zum Abruf der Klimadaten hat dabei folgende Signatur (vgl. allgemeine Definition der Methodennotation in Kap. 4.3.3):

$$\text{ClimateDataSet} [] \text{ getClimateData}() \quad (16)$$

Diese liefert als Rückgabewert bei einem Aufruf von `getClimateData()` eine Liste (bzw. ein `Array`) von einzelnen Datensätzen der Klasse `ClimateDataSet`. Da klimatische Größen Elemente der Systemumwelt, und nicht des Systems selbst sind, und Rückkoppelungen

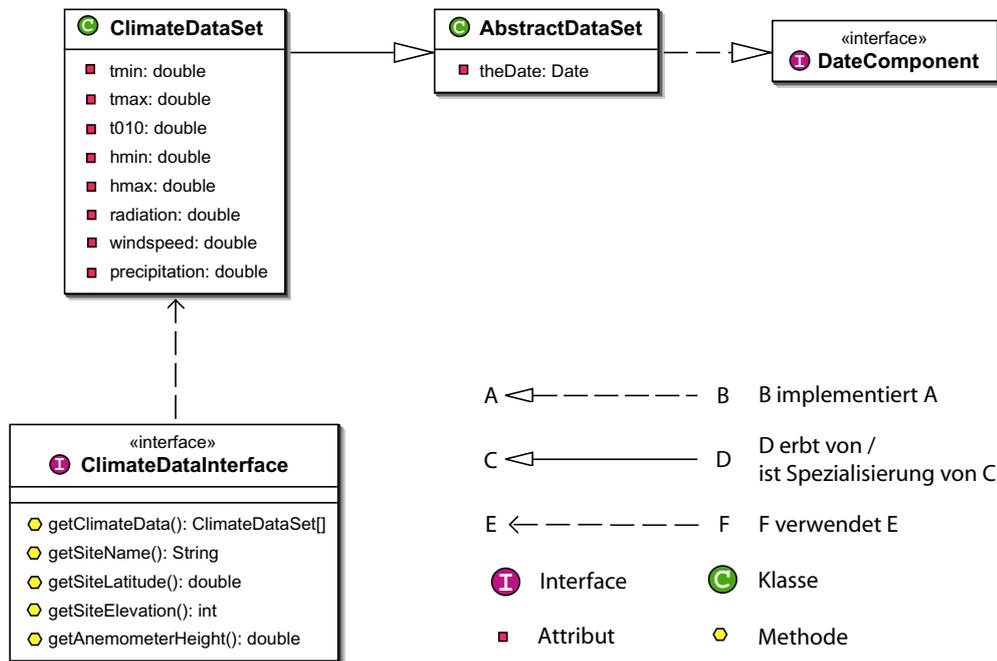


Abb. 36: Klimadaten werden in Instanzen der Klasse `ClimateDataSet` gekapselt. `ClimateDataSet`-Objekte dienen zum Import der Daten über die Klimadatenchnittstelle `ClimateDataInterface` und zur internen Verwaltung.

zwischen System und Systemumwelt bei der Datenerfassung vernachlässigt werden können (die betrieblichen Abläufe haben keinen messbaren Einfluss auf das Klima), werden über `getClimateData()` auch keine Parameter aus dem Betriebsmodell an das Plugin übergeben.

Die Klasse `ClimateDataSet` (Abb. 36) repräsentiert einen Klimadatensatz eines Tages und kapselt in der aktuellen Implementierung neben dem Datum folgende Attribute:

- Lufttemperatur (Minimum `tmin` und Maximum `tmax` [°C])
- Bodentemperatur (in 10 cm Bodentiefe `t010`, [°C])
- Luftfeuchtigkeit (Minimum `hmin`, Maximum `hmax` und Tagesmittel `hmean` [%])
- Globalstrahlung (Tagessumme `radiation`, $\frac{MJ}{m^2d}$)
- Windgeschwindigkeit (Tagesdurchschnitt `windspeed`, $[\frac{m}{s}]$)
- Tagesniederschlag (`precipitation`, $[\frac{mm}{d}]$)

Neben der beschriebenen Methode zum Import der Klimadatenätze beinhaltet das Interface vier weitere Methoden, über die bei Bedarf Metainformationen zum jeweiligen Messstandort der Klimadaten abgefragt werden können. Diese Metadaten werden u.a. von einigen Plugins zur Ermittlung der Referenzevapotranspiration (Kap. 6.6.4) verwendet.

Für den aktuellen Prototyp sind zwei `ClimateDataInterface`-Implementierungen verfügbar, nämlich `RMIPlugin` und `ASCIIPugin`.

6.6.1.1 RMIPlugin

Das `RMIPlugin` ist eine Implementierung zur Anbindung von öffentlich zugänglichen Klimadatenbanken, die von Drittanbietern betrieben werden. In Deutschland existieren auf Länderebene verschiedene solcher Systeme. Im `RMIPlugin` wurde bislang die Anbindung des Agrarmeteorologischen Messnetzes Bayern ([FRÖHLICH, 2001](#); [BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT \(LFL\), 2004](#)) realisiert. Die Architektur des `RMIPlugin` erlaubt eine problemlose Erweiterung um zusätzliche Messnetze. Die einzige Voraussetzung ist die Erreichbarkeit der anzubindenden Messnetze über das Internet.

Das `RMIPlugin` greift dabei nicht direkt auf die betreffenden Messnetz-Server zu, sondern fragt die relevanten Daten über einen `jemih`-Klimadatenserver ab, der als Vermittlerschicht zwischen den einzelnen Messnetzen und den `jemih`-Clients dient. Der `jemih`-Klimadatenserver besteht im Wesentlichen aus drei Teilen (Abb. 37):

- **Klimadatenbank:** dient zur Zwischenspeicherung der Klimadaten aller angebotenen Messnetze in einem einheitlichen Format
- **`jemih-RMIServer`:** stellt dem clientseitigen `RMIPlugin` die Daten der Klimadatenbank zur Verfügung
- **sog. Agents:** fragen regelmäßig (einmal pro Tag) die externen Klimamessnetze ab und aktualisieren die Datenbestände in der `jemih`-Klimadatenbank. Für jedes Messnetz ist dabei eine `Agent`-Implementierung vorgesehen, die von einer gemeinsamen Superklasse `AbstractAgent` erben. `AbstractAgent` stellt die Funktionalität zum Import der Daten in die Klimadatenbank bereit. Alle erbenden Subklassen implementieren nur noch die spezifische Funktionalität, die zur Anbindung der einzelnen (technisch unterschiedlich realisierten) Messnetze notwendig ist.

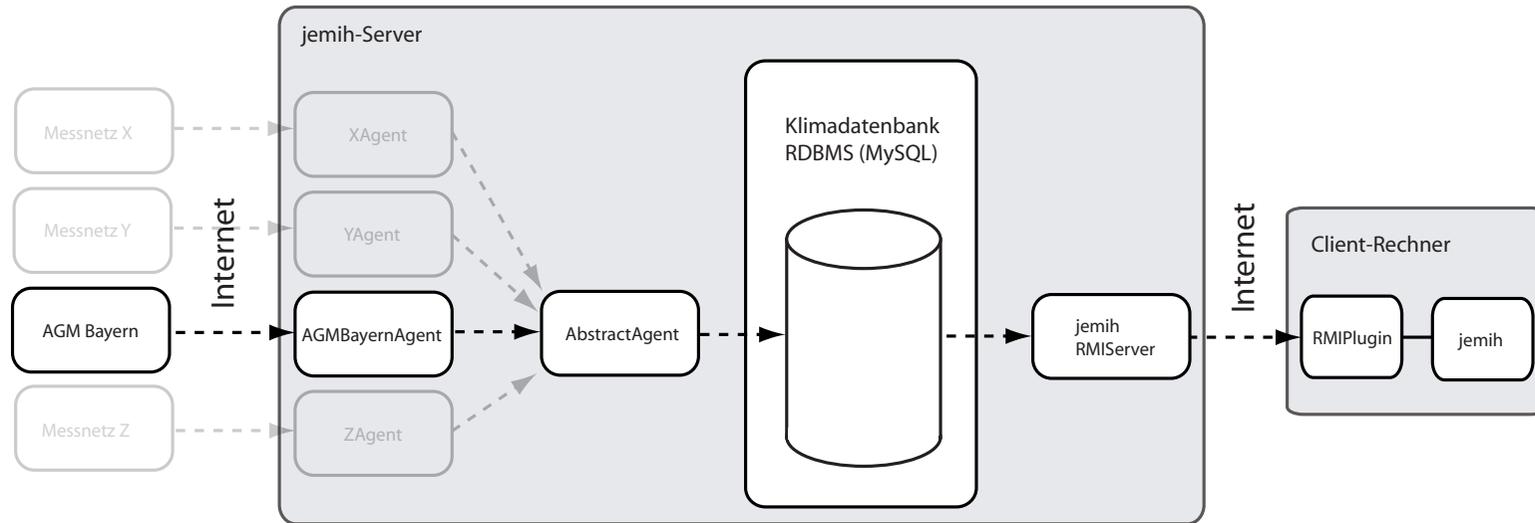


Abb. 37: Das RMIPlugin ist eine `ClimateDataInterface`-Implementierung, die Klimadatenbanken von Drittanbietern im Internet erschließt. `RMIPlugin` greift dabei nicht direkt auf die betreffenden Datenbanken zu, sondern bezieht die Daten über den zentralen jemih-Klimadatenbankserver, der als Middleware zwischen externen Klimadatenbanken und jemih-Clients fungiert. Sogenannte Agents gleichen dabei regelmäßig die Daten zwischen externen Datenbanken und dem jemih-Server ab.

Für die Verwendung des *jemih*-Klimadatenservers als Zwischenschicht gibt es folgende Gründe:

- Die öffentlichen Schnittstellen der verschiedenen Messnetze sind technisch unterschiedlich implementiert (direkter Datenbankzugriff, HTML-Interface etc.). Der *jemih*-Klimadatenserver bedient die verschiedenen technischen Schnittstellen. Das *RMIPugin* selbst stellt nur noch eine technisch vereinheitlichte und somit sehr schlanke Schnittstellenimplementierung dar.
- Die Formate, in denen die Klimadaten in den verschiedenen Messnetzen vorliegen (Tabellenformate, physikalische Einheiten), sind unterschiedlich. Der *jemih*-Klimadatenserver vereinheitlicht die Datenformate für alle Messnetze. Die Portierung der unterschiedlichen Formate in das oben beschriebene Schema der *ClimateDataSets* wird vom *jemih*-Client auf den Server verlagert. Die Umwandlung findet für jeden Datensatz folglich ein einziges Mal beim Import in die *jemih*-Serverdatenbank statt und nicht bei jedem Abruf der Daten von einem der Clients.
- Sowohl die technischen Schnittstellen als auch die Metainformationen der Klimadaten können von den Betreibern der Messnetze jederzeit geändert werden. Die vorliegende Zwischenschicht-Architektur erlaubt es, die bei Änderung erforderlichen Anpassungen direkt am zentralen *jemih*-Server (genaugenommen am jeweiligen Agent) vorzunehmen. Die Schnittstelle zwischen *jemih*-Server und *RMIPugin* bleibt hierbei unverändert. Bei einer Änderung muss folglich keine Neuauslieferung des *RMIPugin* an die Clients über JWS erfolgen. Alle bereits in *jemih*-Klimadatenbank vorhandenen Datensätze bleiben während der Umstellung für die Clients ohne Unterbrechung weiterhin verfügbar.

Die Metainformationen zum Messstandort der Klimadaten sind als *ClimateStation*-Objekte in der Komponentenbibliothek hinterlegt. Für jeden Messstandort existiert ein *ClimateStation*-Objekt.

6.6.1.2 *ASCIIPugin*

Beim *ASCIIPugin* erfolgt der Klimadatenimport nicht über das Internet, sondern aus einer Textdatei, die lokal auf dem Client-Rechner abgelegt ist. Das Format der Textdatei ist fest vorgegeben. Liegen die Klimadaten in anderen Formaten vor, müssen diese zunächst in das *ASCIIPugin*-Format konvertiert werden. Alternativ kann auch ein dem jeweils vorliegenden Format angepasstes *ClimateDataInterface*-Plugin implementiert werden, wobei

die `ASCIIPugin`-Implementierung als einfache Vorlage dient. Eine Beispieldatei `ascii-sample.txt`, die das Datenformat für `ASCIIPugin` beschreibt, befindet sich im `plugins`-Unterverzeichnis des Datenverzeichnisses jeder `jemih`-Installation.

Die notwendigen Metainformationen zum Messstandort der Klimadaten werden beim Datenimport über einen Dialog direkt vom Benutzer abgefragt.

6.6.2 Bodenfeuchte (`SoilWaterInterface`)

Die Bodenfeuchte wird über das Interface `SoilWaterInterface` abgebildet. Die einzige Methode, die das Interface definiert, hat die folgende Signatur:

```
SoilMoistureDataSet getSoilWaterBalance(Acreage area, Date date) (17)
```

Die Methode liefert als Rückgabewert eine Instanz der Klasse `SoilMoistureDataSet`, die neben der Bestandsgröße Bodenfeuchte (`moisture`) auch die Flussgrößen, die die Bodenfeuchte beeinflussen, kapselt. Eine `SoilMoistureDataSet`-Instanz repräsentiert dabei einen Tagesdatensatz für ein bestimmtes Flächenelement (`Acreage`) innerhalb des Betriebsmodells.

Anders als die Klimadaten unterliegt der Bestand „Bodenfeuchte“ innerhalb des Systems der Rückkoppelung (Bodenfeuchte ist u.a. abhängig von dem auf der Fläche auftretenden Fluss „Evapotranspiration“, die Evapotranspiration ist wiederum abhängig von der Bodenfeuchte). Die Bodenfeuchte muss daher parallel, d.h. in definierten zeitlichen Teilschritten (vgl. Kap. 5.2.2.2) ermittelt werden. Als Schnittstellenparameter werden ein `Date`-Objekt, das den Erfassungszeitpunkt repräsentiert, und das `Acreage`-Objekt, für das die Bodenfeuchte ermittelt werden soll, übergeben (Abb. 38).

Die einzige aktuell für den Prototyp verfügbare `SoilWaterInterface`-Implementierung ist das `SimpleLayerModel`-Plugin. Bei diesem Plugin handelt es sich um ein Bodenfeuchtemodell, das sich an den sogenannten *bucket*- oder *tank*-Modellen orientiert (siehe u.a. SUGAWARA, 1995). Gemäß dem in Kap. 5.2.2.2 beschriebenen Stock-Flow-Ansatz wird die Bodenfeuchte als Bestand (entspricht hier dem *bucket* bzw. dem *tank*) dargestellt. Die Veränderung des Bestandes ergibt sich (nach Formel 5) aus der Summe der Zu- und Abflüsse.

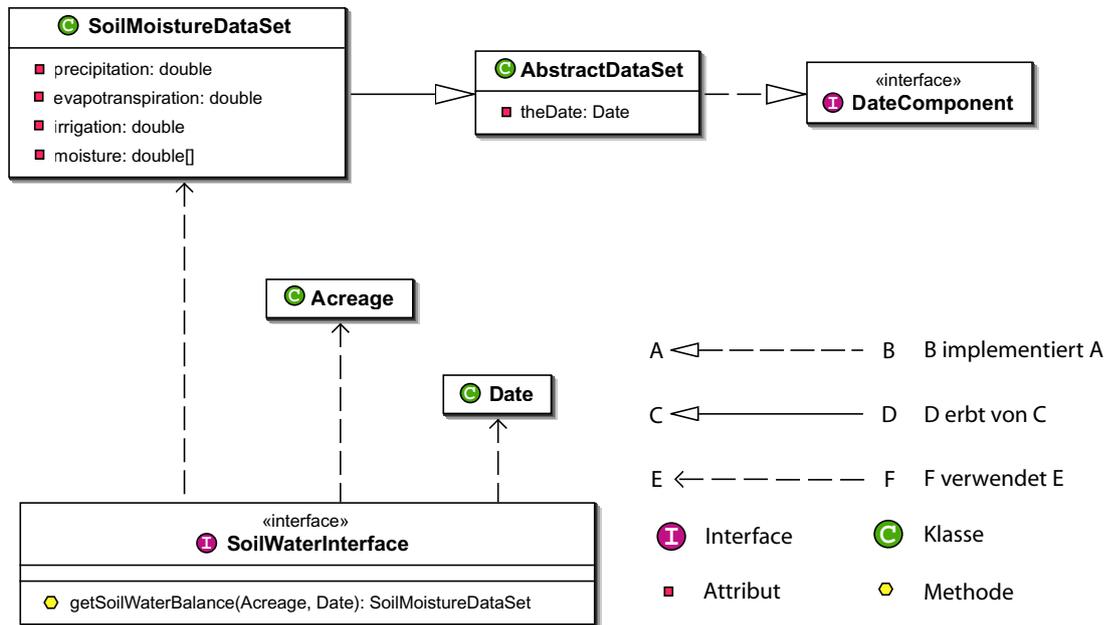


Abb. 38: Bodenfeuchtedaten werden in Instanzen der Klasse `SoilMoistureDataSet` gekapselt. `SoilMoistureDataSet`-Objekte dienen zum Import der Daten über die Bodenfeuchteschnittstelle `SoilWaterInterface` und zur internen Verwaltung.

Für das `SimpleLayerModel` bedeutet dies:

$$\Delta M = B + N - E - T - V \quad (18)$$

M :	Bestand Bodenfeuchte	[mm]
B :	Bewässerung	[mm]
N :	Niederschlag	[mm]
E :	Evaporation	[mm]
T :	Transpiration	[mm]
V :	Versickerung	[mm]

Laterale Wasserflüsse und kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser werden im `SimpleLayerModel` vernachlässigt.

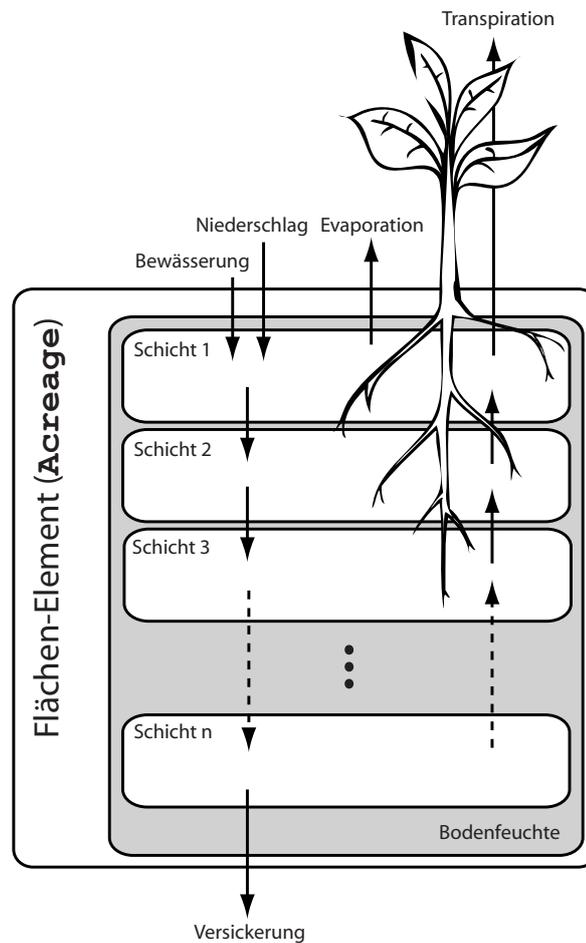


Abb. 39: Das *Bucket*-Modell `SimpleLayerModel`. Der Bestand *Bodenfeuchte* ist in einzelne *buckets* bzw. Unterbestände aufgeteilt. Jeder Unterbestand repräsentiert die *Bodenfeuchte* in einer einzelnen Bodenschicht. Die Bestände werden durch die Wasserein- bzw. -austräge *Niederschlag*, *Bewässerung*, *Evaporation*, *Transpiration*, *Versickerung* sowie durch *Verlagerung* zwischen den Bodenschichten verändert. Das `SimpleLayerModel` verwendet in der vorliegenden Konfiguration neun Bodenschichten zu je 10 cm Schichttiefe.

Der *Bodenfeuchte*-Bestand (*bucket*) kann nun wiederum in beliebig viele Unterbestände aufgeteilt werden, die die *Bodenfeuchte* in den einzelnen Bodenschichten repräsentieren. Für das `SimpleLayerModel` wurde eine Untergliederung in 10 cm-Schichten bis zu einer Bodentiefe von 90 cm (der für gartenbauliche Kulturen durchwurzelbare Bereich), also neun

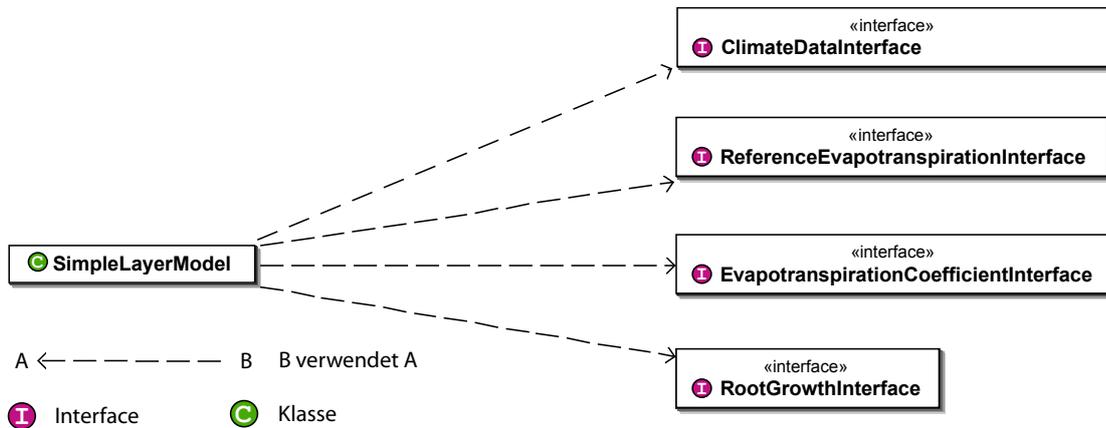


Abb. 40: Das SimpleLayerModel-Plugin greift zur Ermittlung der Transpiration und Evaporation auf die Schnittstellen EvapotranspirationCoefficientInterface, ReferenceEvapotranspirationInterface und zur Erfassung der Niederschläge auf das ClimateDataInterface zu. Bewässerungsmengen werden direkt aus dem Betriebsmodell (Bewässerungs-Elemente) entnommen.

Schichten gewählt. Jeder Einzelbestand hat eine begrenzte Kapazität, die der Feldkapazität der entsprechenden Bodenschicht entspricht. Ist diese Kapazitätsgrenze durch Einträge (Niederschlag, Bewässerung) erreicht, kann kein Wasser mehr aufgenommen werden und das Überschusswasser fließt in die nächste Bodenschicht ab.

Den Wassereintrag aus Niederschlägen bezieht das SimpleLayerModel über das ClimateDataInterface, den Eintrag durch die Bewässerung aus den relevanten Irrigation-Process-Elementen des Betriebsmodells. Evaporation und Transpiration werden über die Schnittstellen EvapotranspirationCoefficientInterface und ReferenceEvapotranspirationInterface abgefragt. Der Austrag durch Transpiration ist dabei auf die durchwurzelten Bodenschichten beschränkt. Die aktuelle Wurzeltiefe einer Kultur wird über die Schnittstelle RootGrowthInterface ermittelt (Abb. 40). Die Transpiration kommt zum Erliegen, wenn der Bodenfeuchtebestand den Wert der nutzbaren Feldkapazität erreicht hat oder diesen unterschreitet. Je nach verwendeten Plugins auf den Schnittstellen EvapotranspirationCoefficientInterface und ReferenceEvapotranspirationInterface findet ab einer bestimmten Untergrenze für die Bodenfeuchte auch keine Evaporation mehr statt. Bei der EvapotranspirationCoefficientInterface-Implementierung DualCropCoefficientModel (Kap. 6.6.4.2) unterliegt beispielsweise nur die oberste Bodenschicht der Evaporation. Voraussetzung ist, dass ein bodenartspezifischer Minimalwert der Bodenfeuchte (TEW, engl. *totally evaporable water*) nicht unterschritten wird.

Alle bodenartspezifischen Parameter, die für die Abbildung des Bodenwasserhaushaltes in jemih verwendet werden, sind in Objekten der Klasse `SoilType` in der Komponentenbibliothek hinterlegt. Jedes `SoilType`-Objekt entspricht dabei einer bestimmten Bodenart. Für die einzelnen Bodenschichten kann der Benutzer eines dieser Bodenart-Objekte vorgeben. In der Detailansicht der einzelnen Bodenartkomponenten (Komponentenbibliothek) können alle Attribute (Feldkapazität, TEW etc.) und die jeweilige Literaturquelle eingesehen werden.

6.6.3 N-Haushalt (`SoilNInterface`)

Der Gesamtkomplex der Stickstoffdynamik kann über die Primärschnittstelle `SoilNInterface` abgebildet werden. Das Interface definiert eine einzige Methode mit folgender Signatur (vgl. Abb. 41):

```
SoilNDataSet getSoilNBalance(Acreage area, Date date)           (19)
```

Analog zur Methode des Interfaces `SoilWaterInterface` liefert `SoilNInterface` Instanzen der Klasse `SoilNDataSet` als Rückgabewert, die Bestands- und Flussgrößen der Stickstoffdynamik kapseln. Die Übergabeparameter entsprechen denjenigen des `SoilWaterInterface` (eine `Acreage`-Komponente und das Datum).

Da die Stickstoffdynamik ein sehr komplexes System aus unterschiedlichen Teilprozessen darstellt (Abb. 42), wurden neben der Primärschnittstelle `SoilNInterface` weitere Sekundärschnittstellen festgelegt, die eine stärkere Modularisierung eben dieser Teilprozesse erlaubt. Der Prototyp stellt aktuell Schnittstellen zur Abbildung der Mineralisation (`NMineralisationInterface`), der Immobilisation (`NImmobilisationInterface`), des N-Entzuges durch die Pflanzen (`NUptakeInterface`) und der Denitrifikation (`NDenitrificationInterface`) zur Verfügung. Für die anderen Teilprozesse der N-Dynamik können bei Bedarf entsprechende Sekundärschnittstellen hinzugefügt werden. Ansonsten erfolgt die Abbildung dieser Prozesse (unmodularisiert) im Rahmen der Implementierung des Primärinterfaces `SoilNInterface`.

Der Prototyp umfasst derzeit zwei `SoilNInterface`-Implementierungen: `NExpertIIModel` und `SoilNModel`. `NExpertIIModel` ist eine Portierung des Programms N-Expert II von FINK und SCHARPF (1993). N-Expert soll Gemüseproduzenten bei der Ermittlung des betriebs- und kulturspezifischen Stickstoffbedarfs unter Berücksichtigung der Düngeverordnung und der „guten fachlichen Praxis“ unterstützen und wird vom Institut für Gemüse-

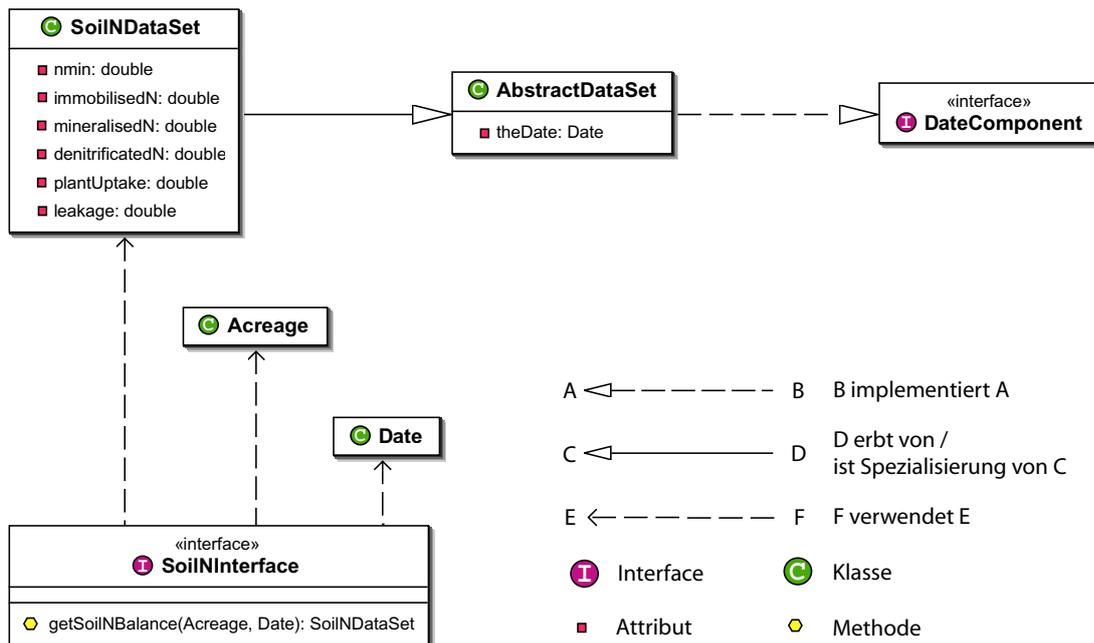


Abb. 41: Bestands- und Flussgrößen der Stickstoffdynamik werden in Instanzen der Klasse `SoilNDataSet` gekapselt. `SoilNDataSet`-Objekte dienen der Erfassung der Stickstoff-Werte über die Bodenstickstoffschnittstelle `SoilNInterface` und zur internen Verwaltung.

und Zierpflanzenbau Großbeeren vertrieben. N-Expert II bildet in der vorliegenden Version folgende Aspekte der N-Dynamik ab:

- Entzug durch die Kultur
- Verluste durch Verlagerung (Auswaschung)
- Mineralisierung aus dem Bodenumus
- Mineralisierung aus Kulturrückständen
- Immobilisierung
- Düngung
- Zufuhr durch Bewässerung

Die `NExpertIIModel`-Portierung implementiert neben dem `SoilNInterface` noch die Sekundärschnittstellen `NUptake`, `NMineralisation` und `NImmobilization`, um die entsprechenden Algorithmen zur Modellierung des Pflanzenentzugs, der Mineralisation und der Immobilisierung auch als Einzelmodule für andere Plugins verfügbar zu machen.

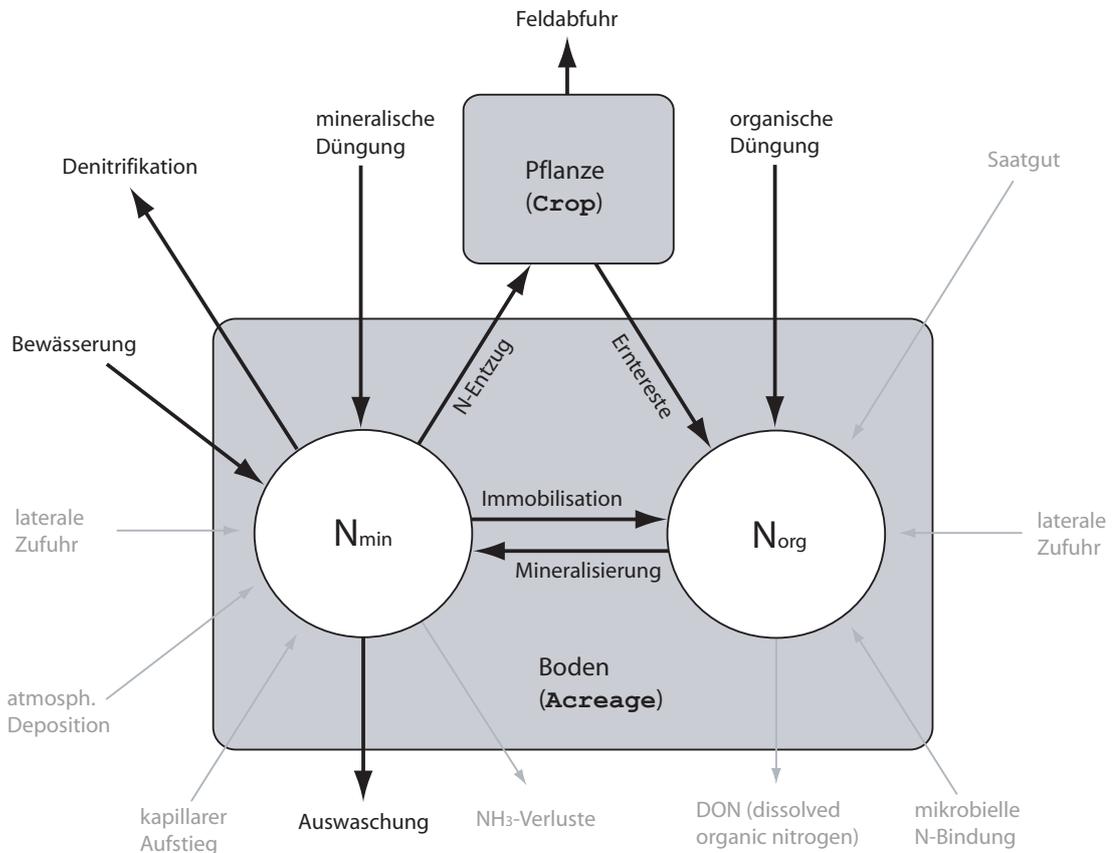


Abb. 42: N-Dynamik des Systems Boden-Pflanze. Die hervorgehobenen N-Flussgrößen werden in der aktuellen jemih-Implementierung durch eigene Interfaces abgebildet.

Der Stickstoffentzug durch die Pflanze wird in N-Expert II aus der Pflanzenfrischmasse und dem relativen N-Gehalt berechnet (FELLER und FINK, 2002):

$$N(t) = M(t) \cdot n(t) \quad (20)$$

$N(t)$:	der kumulierte Stickstoffentzug zum Zeitpunkt t	[mg]
$M(t)$:	Frischmasse	[kg]
$n(t)$:	Stickstoffgehalt	$\left[\frac{mg}{kg}\right]$

Zur Ermittlung der Frischmasse verwendet N-Expert intern ein Wachstumsmodell, das neben der Kulturzeit und der Frischmasse zum Erntezeitpunkt auch die Kulturart berücksicht-

sichtigt. N-Expert verwendet ein Wurzelwachstumsmodell, um den Entzugshorizont der Pflanzen im Boden abzuschätzen. Durch Implementierung der Schnittstellen `PlantGrowthInterface` und `RootGrowthInterface` in `NExpertIIModel` werden auch diese beiden Modellkomponenten allgemein zugänglich.

Der Stickstoffgehalt $n(t)$ der Pflanzenfrischmasse wird über die folgende Formel errechnet (FELLER und FINK, 1996):

$$n(t) = e^{-k \cdot M(t)} \cdot (n_{start} - n_{end}) + n_{end} \quad (21)$$

$n(t)$:	Stickstoffgehalt zum Zeitpunkt t	$\left[\frac{mg}{kg}\right]$
k :	Regressionsfaktor	$\left[\frac{1}{kg}\right]$
$M(t)$:	Frischmasse	$[kg]$
n_{start} :	Stickstoffgehalt zu Kulturbeginn	$\left[\frac{mg}{kg}\right]$
n_{end} :	Stickstoffgehalt zu Kulturende	$\left[\frac{mg}{kg}\right]$

Die in N-Expert II verwendeten kulturspezifischen Parameter wurden in die *jemih*-Komponentenbibliothek übernommen. Die Parameter einer einzelnen Kultur sind dabei jeweils in einer Instanz der Klasse `CropSpecies` hinterlegt. Bei der Erstellung des Betriebsmodells wählt der Benutzer für jedes Kultur-Element (`Crop`) nur noch eine passende `CropSpecies`-Komponente aus und legt damit gleichzeitig die zu verwendenden Modellparameter fest.

Zur Modellierung der Stickstoffverluste durch Auswaschung beinhaltet N-Expert II in der Originalversion zudem eine Komponente zur Abbildung der Bodenfeuchte. Die Auswaschung ist proportional zur Verlagerung des Bodenwassers in Bodenschichten jenseits der Durchwurzelungszone und dem aktuellen Gehalt an mineralisiertem Stickstoff im Boden. Da die `SimpleLayerModel`-Implementierung des `SoilWaterInterface` die Bodenfeuchte in ganz ähnlicher Weise abbildet wie N-Expert II (die Unterschiede beschränken sich im wesentlichen auf eine höhere zeitliche und räumliche Auflösung in `SimpleLayerModel`), wurde bei der Portierung auf eine Übernahme des N-Expert II-Bodenfeuchtemoduls in `NExpertIIModel` verzichtet. `NExpertIIModel` verwendet stattdessen die Schnittstelle `SoilWaterInterface`. Die Stickstoffzufuhr durch Bewässerung und Düngung wird aus den entsprechenden `Process`-Elementen innerhalb des Betriebsmodells ermittelt.

`SoilNModel` ist im Gegensatz zu `NExpertIIModel` eine abstrakte `SoilNInterface`-Implementierung. Die wesentlichen Teilgrößen der Stickstoffdynamik werden nicht durch `SoilNModel` selbst, sondern durch Zugriff auf die entsprechenden Sekundärschnittstellen ermit-

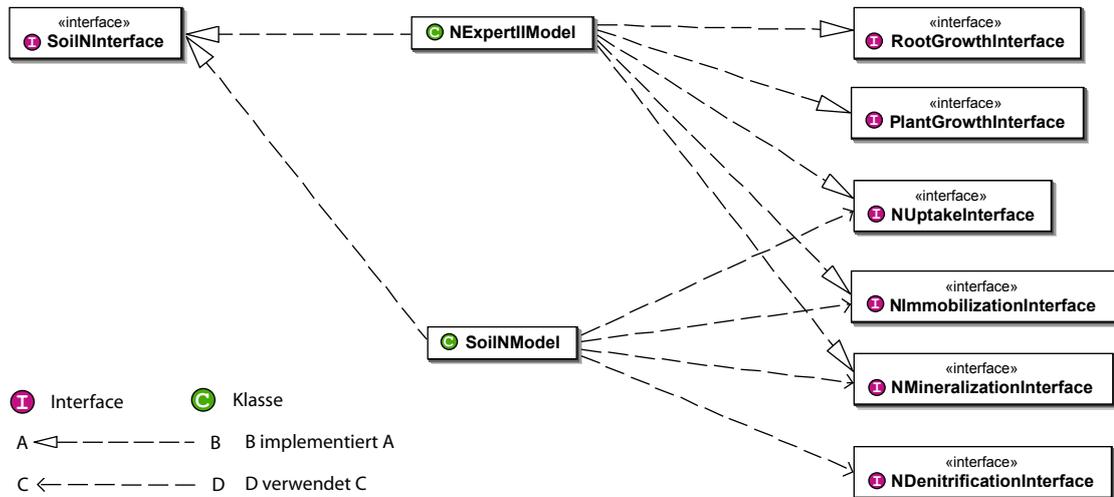


Abb. 43: Bestands- und Flussgrößen der Stickstoffdynamik werden in Instanzen der Klasse `SoilNDataSet` gekapselt. `SoilNDataSet`-Objekte dienen der Erfassung der Stickstoff-Werte über die Bodenstickstoffschnittstelle `SoilNInterface` und zur internen Verwaltung.

telt. `SoilNModel` führt diese Einzelgrößen, die die jeweiligen Schnittstellenimplementierungen liefern, nur noch zusammen (Abb. 43).

6.6.4 Evapotranspiration

Im Zusammenhang mit der Wasser- und Stickstoffdynamik in gartenbaulichen und landwirtschaftlichen Systemen stellt die Evapotranspiration eine zentrale Flussgröße dar. Eine direkte oder indirekte Messung der realen Evapotranspiration auf dem Feld ist für den praktischen Einsatz zu aufwendig und daher ungeeignet (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DEVK), 1996). Zur Ermittlung der Evapotranspiration werden üblicherweise Berechnungsverfahren verwendet, bei denen die Verdunstung aus relativ leicht zu erfassenden Messgrößen abgeleitet wird.

Die meisten dieser Abschätzungsverfahren ermitteln die Evapotranspiration in zwei Teilschritten (GEORGE et al., 2002):

$$ET_c = K_c \cdot ET_0 \quad (22)$$

ET_c :	<i>crop evapotranspiration</i> ; reale Evapotranspiration (im Deutschen häufig auch ET_a)	$\left[\frac{mm}{d}\right]$
ET_0 :	<i>reference crop evapotranspiration</i> ; potentielle Referenzevapotranspiration (auch ET_p)	$\left[\frac{mm}{d}\right]$
K_c :	Evapotranspirationskoeffizient	$[-]$

Die Referenzevapotranspiration ET_0 stellt die Evapotranspiration einer hypothetischen Einheitsfläche dar. Nach ALLEN et al. (1998) handelt es sich dabei um eine Grasfläche definierter Wuchshöhe und Albedo bei ausreichender Wasserversorgung. Die potentielle Referenzevapotranspiration ET_0 ist somit eine rein klimatische Größe. Flächen- und kulturspezifische Faktoren der Evapotranspiration fließen erst über den Evapotranspirationskoeffizienten K_c in die reale Evapotranspiration ET_c ein.

Um einerseits die verschiedenen Verfahren zur Ermittlung von ET_0 und K_c kombinieren zu können und andererseits Redundanzen bei der Datenerfassung zu vermeiden (ET_0 ist eine rein klimatische Größe und muss nur einmal auf betrieblicher Ebene erfasst werden; ET_c ist hingegen abhängig von Boden- und Kultureigenschaften und muss für jede einzelne Flächenkomponente ermittelt werden), wurde das obige Schema (Formel 22) auch bei der Definition der Evapotranspirationsschnittstellen beibehalten (Abb. 44).

6.6.4.1 Referenzevapotranspiration

Verfahren zur Erfassung der Referenzevapotranspiration ET_0 werden über die Primärschnittstelle `ReferenceEvapotranspirationInterface` in jemih eingebunden. Die Schnittstelle besteht aus einer einzigen Methode, die die kumulierte Referenzevapotranspiration ET_0 für jeweils einen Tag zurückliefert. Das jeweilige Datum und die Klimadaten für den betreffenden Tag werden in Form einer Instanz von `ClimateDataSet` als Parameter an das Interface übergeben. Damit eine `ReferenceEvapotranspirationInterface`-Implementierung bei Bedarf auch auf weitere Detaildaten zurückgreifen kann, wird zusätzlich eine Referenz auf das Betriebsmodell (`Farm`) geliefert. So benötigt das Penman-Monteith-Modell (Kap. 6.6.4.1) beispielsweise die Standortdaten (Höhe über dem Meeresspiegel, geographische Breite) des Betriebs zur Modellierung der Strahlungsbilanz.

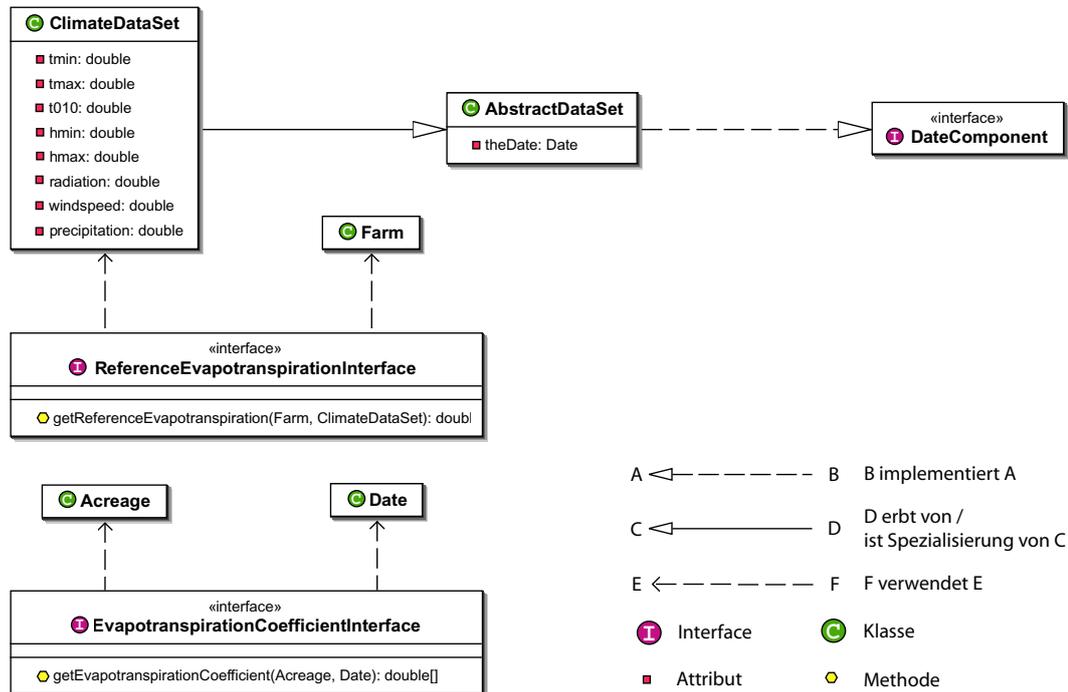


Abb. 44: die Schnittstellen ReferenceEvapotranspirationInterface und EvapotranspirationCoefficientInterface zur Abbildung der Referenzevapotranspiration ET_0 und des Evapotranspirationskoeffizienten K_c

Im Rahmen der Umsetzung des Prototypen wurden vier Verfahren zur Berechnung der Referenzevapotranspiration ET_0 implementiert: PenmanMonteithModel, HargreavesModel, TurcModel und PriestleyTaylorModel.

FAO 56 Penman-Monteith

Das Penman-Monteith-Modell gilt als das zuverlässigste Verfahren zur Berechnung der Referenzevapotranspiration ET_0 (ALLEN et al., 1989; DROOGERS und ALLEN, 2002; JENSEN et al., 1990b; VENTURA et al., 1999). Allerdings stellt das Penman-Monteith-Modell auch sehr hohe Ansprüche hinsichtlich der Verfügbarkeit verschiedener Klimagrößen als Berechnungsparameter. Die vorliegende Implementierung PenmanMonteithModel nach FAO 56 (ALLEN et al., 1998) benötigt Tageswerte der Globalstrahlungssumme (R_s), der Windgeschwindigkeit (u_h), sowie die Minima und Maxima der relativen Luftfeuchte (RH_{min} , RH_{max}) und der Lufttemperatur (T_{min} , T_{max}). Neben den Klimawerten werden noch ei-

nige Metadaten zum Messstandort benötigt (geographische Breite des Standortes φ , Höhe des Standortes über dem Meeresspiegel z , Messhöhe des Windes über dem Erdboden h).

Zur Abbildung der einzelnen Teilgrößen bei dem verhältnismäßig komplexen Ansatz von Penman-Monteith nach FAO 56 stellen ALLEN et al. (1998) alternative Algorithmen zur Auswahl, die sich vor allem hinsichtlich der jeweils benötigten Eingangsparameter unterscheiden. Die in `PenmanMonteithModel` verwendeten Algorithmen sind im Folgenden kurz zusammengestellt. Für eine ausführliche Beschreibung sei auf die Veröffentlichung von ALLEN et al. (1998) verwiesen. Zentraler Term des Penman-Monteith-Modells ist Formel 23. Die übrigen Formeln 26-39 dienen zur Ermittlung der Teilgrößen in Formel 23:

$$ET_0 = \frac{0,408 \cdot \Delta \cdot (R_n - G) + \gamma \cdot \frac{900}{T_{mean} + 273} \cdot u_2 \cdot (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \cdot (1 + 0,34 \cdot u_2)} \quad (23)$$

ET_0 :	Referenzevapotranspiration	$[\frac{mm}{d}]$
R_n :	Nettoeinstrahlung an der Pflanzenoberfläche (F. 31)	$[\frac{MJ}{m^2d}]$
G :	Bodenwärmestromdichte; für 24-stündige Berechnungsintervalle gilt: $G \approx 0$	$[\frac{MJ}{m^2d}]$
T_{mean} :	Tagesdurchschnittstemperatur in 2 m Höhe (F. 24)	$[^{\circ}C]$
u_2 :	Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe (F. 39)	$[\frac{m}{s}]$
e_s :	Sättigungsdampfdruck (F. 27)	$[kPa]$
e_a :	aktueller Dampfdruck (F. 30)	$[kPa]$
$e_s - e_a$:	Sättigungsdefizit	$[kPa]$
Δ :	Gradient der Dampfdruckkurve (F. 29)	$[\frac{kPa}{^{\circ}C}]$
γ :	Psychrometerkonstante (F. 25)	$[\frac{kPa}{^{\circ}C}]$

Die Tagesdurchschnittstemperatur T_{mean} für 24-stündige Berechnungsintervalle berechnet sich nach ALLEN et al. (1998) als Durchschnitt der Tagesminima und -maxima, nicht als Mittelwert der Stundentemperaturen:

$$T_{mean} = \frac{T_{max} + T_{min}}{2} \quad (24)$$

T_{mean} :	Tagesdurchschnittstemperatur in 2 m Höhe	$[^{\circ}C]$
T_{max} :	Tagesmaximum	$[^{\circ}C]$
T_{min} :	Tagesminimum	$[^{\circ}C]$

$$\gamma = \frac{c_p \cdot P}{\epsilon \cdot \lambda} = 0,665 \cdot 10^{-3} \cdot P \quad (25)$$

γ :	Psychrometerkonstante	[kPa]
P :	Luftdruck (F. 26)	[kPa]
λ :	latente Verdunstungswärme; $2,45 \frac{MJ}{kg}$	$[\frac{MJ}{kg}]$
c_p :	spezifische Wärme bei konstantem Luftdruck; 1013hPa	$[\frac{kPa}{kg \cdot C^\circ}]$
ϵ :	Quotient der Molekülmassen von Wasserdampf zu trockener Luft; 0,622	[-]

$$P = 101,3 \cdot \left(\frac{293 - 0,0065z}{293} \right)^{5,26} \quad (26)$$

P :	Luftdruck	$[\frac{kPa}{C^\circ}]$
z :	Höhe des Standortes über dem Meeresspiegel	[m]

$$e_s = \frac{e^\circ(T_{max}) + e^\circ(T_{min})}{2} \quad (27)$$

e_s :	durchschnittlicher Sättigungsdampfdruck	[kPa]
$e^\circ(T_{max})$:	Sättigungsdampfdruck bei (Tages-)Maximal- temperatur (F. 28)	[kPa]
$e^\circ(T_{min})$:	Sättigungsdampfdruck bei (Tages-)Minimal- temperatur (F. 28)	[kPa]

$$e^\circ(T) = 0,6108 \cdot e^{\frac{17,27 \cdot T}{T+237,3}} \quad (28)$$

$e^\circ(T)$:	Sättigungsdampfdruck bei Lufttemperatur T	[kPa]
T :	Lufttemperatur	$[C^\circ]$

$$\Delta = \frac{4098 \cdot e^\circ(T)}{(T + 237,3)^2} \quad (29)$$

Δ :	Gradient der Dampfdruckkurve	$[\frac{kPa}{^\circ C}]$
T :	Lufttemperatur	$[^\circ C]$
$e^\circ(T)$:	Sättigungsdampfdruck bei Lufttemperatur T (F. 28)	$[kPa]$

$$e_a = \frac{e^\circ(T_{min}) \cdot \frac{RH_{max}}{100} + e^\circ(T_{max}) \cdot \frac{RH_{min}}{100}}{2} \quad (30)$$

e_a :	aktueller Dampfdruck	$[kPa]$
$e^\circ(T_{max})$:	Sättigungsdampfdruck bei (Tages-)Maximaltemperatur (F. 28)	$[kPa]$
$e^\circ(T_{min})$:	Sättigungsdampfdruck bei (Tages-)Minimaltemperatur (F. 28)	$[kPa]$
RH_{max} :	rel. Luftfeuchte (Tagesmaximum)	$[\%]$
RH_{min} :	rel. Luftfeuchte (Tagesminimum)	$[\%]$

$$R_n = R_{ns} - R_{nl} \quad (31)$$

R_n :	Nettoeinstrahlung an der Pflanzenoberfläche	$[\frac{MJ}{m^2 d}]$
R_{ns} :	<i>net solar or shortwave radiation</i> (F. 32)	$[\frac{MJ}{m^2 d}]$
R_{nl} :	<i>net longwave radiation</i> (F. 33)	$[\frac{MJ}{m^2 d}]$

$$R_{ns} = (1 - \alpha) \cdot R_s \quad (32)$$

R_{ns} :	<i>net solar or shortwave radiation</i>	$[\frac{MJ}{m^2 d}]$
α :	Albedo; 0,23 für Grasland	$[-]$
R_s :	Globalstrahlung	$[\frac{MJ}{m^2 d}]$

$$R_{nl} = \sigma \cdot \left(\frac{T_{max,K^4} + T_{min,K^4}}{2} \right) \cdot (0,34 - 0,14 \cdot \sqrt{e_a}) \cdot \left(1,35 \cdot \frac{R_s}{R_{so}} - 0,35 \right) \quad (33)$$

R_{nl} :	<i>net longwave radiation</i>	$\left[\frac{MJ}{m^2d} \right]$
σ :	Stefan-Boltzmann-Konstante; $4,3903 \cdot 10^{-9} \frac{MJ}{K^4m^2d}$	$\left[\frac{MJ}{K^4m^2d} \right]$
$T_{max,K}$:	Temperatur (Tagesmaximum)	$[K]$
$T_{min,K}$:	Temperatur (Tagesminimum)	$[K]$
e_a :	Dampfdruck (F. 30)	$[kPa]$
R_s :	Globalstrahlung	$\left[\frac{MJ}{m^2d} \right]$
R_{so} :	<i>clear sky solar radiation</i> (F. 34)	$\left[\frac{MJ}{m^2d} \right]$

$$R_{so} = R_a \cdot (0,75 + 2 \cdot 10^{-5} \cdot z) \quad (34)$$

R_{so} :	<i>clear sky solar radiation</i>	$\left[\frac{MJ}{m^2d} \right]$
R_a :	extraterrestrische Strahlung (F. 35)	$\left[\frac{MJ}{m^2d} \right]$
z :	Höhe des Messstandortes über dem Meeresspiegel	$[m]$

$$R_a = \frac{24 \cdot 60}{\pi} \cdot G_{sc} \cdot d_r \cdot [\omega_s \cdot \sin(\varphi) \cdot \sin(\delta) + \cos(\delta) \cdot \sin(\omega_s)] \quad (35)$$

R_a :	extraterrestrische Strahlung	$\left[\frac{MJ}{m^2d} \right]$
G_{sc} :	Solarkonstante; $1367 \frac{W}{m^2}$ ($=0,0820 \frac{MJ}{m^2min}$)	$\left[\frac{MJ}{m^2min} \right]$
d_r :	<i>inverse relative distance Earth-Sun</i> (F. 36)	$[-]$
ω_s :	<i>sunset hour angle</i> (F. 38)	$[rad]$
φ :	geographische Breite des Standortes	$[rad]$
δ :	<i>solar declination</i> (F. 37)	$[rad]$

$$d_r = 1 + 0,033 \cdot \cos\left(\frac{2\pi}{365} \cdot \text{Tag}\right) \quad (36)$$

$$\delta = 0,409 \cdot \sin\left(\frac{2\pi}{365} \cdot \text{Tag} - 1,39\right) \quad (37)$$

d_r :	<i>inverse relative distance Earth-Sun</i>	[–]
δ :	<i>solar declination</i>	[rad]
Tag :	Tag im Jahr: 1 für 1. Jan., 365 für 31. Dez.	[–]

$$\omega_s = \arccos[-\tan(\varphi) \cdot \tan(\delta)] \quad (38)$$

ω_s :	<i>sunset hour angle</i>	[rad]
φ :	geographische Breite	[rad]
δ :	<i>solar declination</i>	[rad]

$$u_2 = u_h \cdot \left(\frac{4,87}{\ln(67,8 \cdot h - 5,42)} \right) \quad (39)$$

u_2 :	Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe	$\left[\frac{m}{s}\right]$
u_h :	gemessene Windgeschwindigkeit in h Meter Höhe	$\left[\frac{m}{s}\right]$
h :	Messhöhe (Windgeschwindigkeit)	[m]

Hargreaves

Ein sehr einfacher Ansatz zur Ermittlung der Referenzevapotranspiration ist das Hargreaves-Verfahren (HARGREAVES und ALLEN, 2003). Angesichts des geringen Anspruchs hinsichtlich der Eingangsdaten (Tagesmaxima und -minima der Lufttemperatur) liefert das Verfahren nach GEORGE et al. (2002) sehr gute Modellergebnisse, v.a. für Berechnungsintervalle von 10 oder mehr Tagen.

Das für jemih realisierte Plugin `HargreavesModel` stellt dabei eine Implementierung der sogenannten 1985 Hargreaves-Gleichung (HARGREAVES und SAMANI, 1985) dar:

$$ET_0 = 0,0023 \cdot R_a \cdot (T_{mean} + 17,8) \cdot \sqrt{T_{max} - T_{min}} \quad (40)$$

ET_0 :	Referenzevapotranspiration	$\left[\frac{mm}{d}\right]$
R_a :	extraterrestrische Strahlung	$\left[\frac{MJ}{m^2d}\right]$
T_{max} :	Tageshöchsttemperatur	$[^{\circ}C]$
T_{min} :	Tagestiefsttemperatur	$[^{\circ}C]$
T_{mean} :	Tagesdurchschnittstemperatur	$[^{\circ}C]$

Als Tagesdurchschnittstemperatur T_{mean} wird bei Hargreaves (wie bei Penman-Monteith, Formel 24) der Mittelwert aus den Tagesminima und -maxima verwendet. Die Berechnung der extraterrestrischen Strahlung R_a erfolgt in `HargreavesModel` analog zum `PenmanMonteithModel` (Formeln 35-38).

Zur Verbesserung des Modellergebnisses schlagen ALLEN et al. (1998) eine regionale Kalibrierung des Hargreaves-Modells nach folgender Formel vor:

$$ET_{0,korr.} = a + b \cdot ET_0 \quad (41)$$

$ET_{0,korr.}$:	korrigierte Referenzevapotranspiration	$\left[\frac{mm}{d}\right]$
ET_0 :	Hargreaves-Referenzevapotranspiration (F. 40)	$\left[\frac{mm}{d}\right]$
a :	empirischer Korrekturfaktor	$[-]$
b :	empirischer Korrekturfaktor	$[-]$

Die Korrekturfaktoren können in jemih über den Konfigurationsdialog des `HargreavesModel` vom Benutzer spezifiziert werden.

Turc

Auch der Ansatz nach Turc (GEORGE et al., 2002) ist ein relativ einfaches Abschätzungsverfahren, das neben den Tagesdurchschnittstemperaturen auf den Tagesmitteln der relativen Luftfeuchtigkeit basiert.

$$ET_0 = 0,013 \cdot c \cdot \frac{T_{mean}}{T_{mean} + 15^\circ C} \cdot (23,8892 \cdot R_s + 50) \quad (42)$$

ET_0 :	Referenzevapotranspiration	$\left[\frac{mm}{d}\right]$
R_s :	Globalstrahlung	$\left[\frac{MJ}{m^2 d}\right]$
c :	$c = 1 \quad \forall \quad RH_{mean} < 50\%$ $c = \frac{50\% - RH_{mean}}{70\%} \quad \forall \quad RH_{mean} \geq 50\%$	$[-]$
T_{mean} :	Tagesdurchschnittstemperatur	$[^\circ C]$
RH_{mean} :	Tagesdurchschnittsluftfeuchte	$[\%]$

In der Originalversion des Turc-Modells wurden offensichtlich keine negativen Tagesdurchschnittstemperaturen $T_{mean} < 0^\circ C$ berücksichtigt, was zu folgenden Ergebnissen bei der Berechnung von ET_0 führt:

$$ET_0 < 0 \quad \forall \quad T_{mean} \in] - 15^\circ C; 0^\circ C[$$

$$\lim_{T_{mean} \rightarrow -15^\circ C; T_{mean} < -15^\circ C} ET_0 = -\infty$$

$$\lim_{T_{mean} \rightarrow -15^\circ C; T_{mean} > -15^\circ C} ET_0 = \infty$$

Das ist offensichtlich fachlich falsch. In der TurcModel-Implementierung wurde die obige Formel daher wie folgt erweitert:

$$ET_0 = 0 \quad \forall \quad T_{mean} < 0^\circ C \quad (43)$$

Priestley-Taylor

Das Evapotranspirationsmodell nach [PRIESTLEY und TAYLOR \(1972\)](#) stellt im Gegensatz zu den Modellen nach Turc und Hargreaves verhältnismäßig hohe Ansprüche an die Verfügbarkeit von Klimadaten. Abgesehen von den Tagesmittelwerten der Windgeschwindigkeit benötigt das Priestley-Taylor-Modell die selben Klimadaten, wie das Penman-Monteith-Modell.

Das `PriestleyTaylorModel`-Plugin implementiert das Priestley-Taylor-Modell in einer Formulierung nach [JENSEN et al. \(1990a\)](#):

$$ET_p = \alpha \cdot \frac{1}{\lambda} \cdot \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \cdot (R_n - G) \quad (44)$$

ET_p :	Referenzevapotranspiration	$\left[\frac{mm}{d}\right]$
α :	Koeffizient	$[-]$
λ :	latente Verdunstungswärme; $2,45 \frac{MJ}{kg}$	$\left[\frac{MJ}{kg}\right]$
R_n :	Nettoeinstrahlung an der Pflanzenoberfläche (F. 31)	$\left[\frac{MJ}{m^2d}\right]$
G :	Bodenwärmestromdichte; für 24-stündige Berechnungsintervalle gilt: $G \approx 0$	$\left[\frac{MJ}{m^2d}\right]$
Δ :	Gradient der Dampfdruckkurve (F. 29)	$\left[\frac{kPa}{\circ C}\right]$
γ :	Psychrometerkonstante (F. 25)	$\left[\frac{kPa}{\circ C}\right]$

[PRIESTLEY und TAYLOR \(1972\)](#) schlagen für α einen Wert von 1,26 für humide Klimate vor. Für Mitteleuropa liegen hierzu aber keine gesicherten Erfahrungen vor ([DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. \(DEVK\), 1996](#)).

6.6.4.2 Evapotranspirationskoeffizient

Über die Schnittstelle `EvapotranspirationCoefficientInterface` können Verfahren zur Ermittlung des Evapotranspirationkoeffizienten K_c in `jemih` eingebunden werden. `EvapotranspirationCoefficientInterface` definiert eine einzige Methode, die den Wert K_c für einen bestimmten Tag zurückliefert. Anders als die Referenzevapotranspiration ist K_c keine primär klimatische Größe, sondern eine Funktion des Bodenzustands und des Pflanzenbestandes der betreffenden Fläche. Als Parameter werden daher die Zielfläche (`Acreage`) und ein Datum (`Date`) übergeben (Abb. 44).

Zwei Implementierungen des `EvapotranspirationCoefficientInterface` wurden realisiert: `DualCropCoefficientModel` und `GeisenheimModel`.

Dual-Crop-Coefficient-Modell

Der *Dual Crop Coefficient*-Ansatz nach ALLEN et al. (1998) trennt den Evapotranspirationkoeffizienten K_c in zwei Teilgrößen K_{cb} und K_e , wobei ersterer den Transpirationsanteil, letzterer den Evaporationsanteil von K_c repräsentiert:

$$K_c = K_{cb} + K_e \quad (45)$$

K_c :	<i>crop coefficient</i>	[–]
	Evapotranspirationskoeffizient	
K_{cb} :	<i>basal crop coefficient</i>	[–]
	Transpirationskoeffizient	
K_e :	<i>soil evaporation coefficient</i>	[–]
	Evaporationskoeffizient	

Kulturartspezifische Werte für den Transpirationskoeffizienten K_{cb} werden in der Veröffentlichung von ALLEN et al. (1998) zur Verfügung gestellt und sind in `jemih` in den Bibliothekskomponenten der Klasse `CropSpecies` hinterlegt. Für jede einzelne Kultur existieren drei K_{cb} -Tabellenwerte $K_{cb\ ini}$, $K_{cb\ mid}$ und $K_{cb\ end}$, aus denen der jeweilige K_{cb} -Wert für jeden Kulturzeitpunkt abgeleitet werden kann (Abb. 45). Dabei wird zwischen vier Kulturphasen *initial*, *crop development*, *mid season* und *late season* unterschieden. Die Werte für die Phasen *initial* und *mid season* entsprechen zunächst den Tabellenwerten $K_{cb\ ini}$ und $K_{cb\ mid}$, während die K_{cb} -Werte für *crop development* und *late season* aus den Werten

$K_{cb\ ini}$ und $K_{cb\ mid}$ bzw. $K_{cb\ mid}$ und $K_{cb\ end}$ interpoliert werden. Auch die kulturspezifische Dauer der einzelnen Phasen ist in ALLEN et al. (1998) tabellarisch hinterlegt. Für jemih wurden diese absoluten Längen (Phasendauer in Tagen) in relative Größen (Anteil an Gesamtkulturdauer in %) umgerechnet und in die entsprechenden CropSpecies-Objekte übernommen.

Tabellenwerte für $K_{cb\ mid}$ - und $K_{cb\ end}$ über 0,45 werden mit der folgenden Formel korrigiert:

$$K_{cb} = K_{cb(Tab)} + (0,04 \cdot (u_2 - 2) - 0,004 \cdot (RH_{min} - 45)) \cdot \left(\frac{h}{3}\right)^{0,3} \quad (46)$$

K_{cb} :	<i>basal crop coefficient</i> Transpirationskoeffizient	[–]
$K_{cb(Tab)}$:	Tabellenwert des Transpirationskoeffizienten	[–]
u_2 :	mittlere tägliche Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe während der mid- bzw. late-Phase	$\left[\frac{m}{s}\right]$
RH_{min} :	mittleres tägliches Minimum der relativen Luftfeuchte während der mid- bzw. late-Phase	[%]
h :	die mittlere Pflanzenhöhe während der mid- bzw. late-Phase	[m]

Die über K_e abzubildende Evaporation ist primär von der aktuellen Bodenfeuchte auf der jeweiligen Fläche abhängig. K_e berechnet sich nach den Formeln 47-53.

$$K_e = \min(K_r \cdot (K_{c\ max} - K_{cb}), f_{ew} \cdot K_{c\ max}) \quad (47)$$

K_e :	Evaporationskoeffizient	[–]
K_r :	Reduktionskoeffizient (F. 50)	[–]
$K_{c\ max}$:	Maximalwert für K_c (F. 48)	[–]
K_{cb} :	Transpirationskoeffizient	[–]
f_{ew} :	Anteil der Bodenoberfläche, der sowohl feucht als auch unbedeckt ist (F. 53)	[–]

$$K_{c\ max} = \max \left(1, 2 + (0,04 \cdot (u_2 - 2) - 0,004 \cdot (RH_{min} - 45)) \cdot \left(\frac{h}{3}\right)^{0,3}, K_{cb} + 0,45 \right) \quad (48)$$

$K_{c\ max}$:	Maximalwert für K_c	[–]
K_{cb} :	Transpirationskoeffizient	[–]
u_2 :	mittlere tägliche Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe während der jeweiligen Wachstumsphase (ini, dev, mid, late)	$\left[\frac{m}{s}\right]$
RH_{min} :	mittleres tägliches Minimum der relativen Luftfeuchte während der jeweiligen Wachstumsphase (ini, dev, mid, late)	[%]
h :	die mittlere Pflanzenhöhe während der jeweiligen Wachstumsphase (ini, dev, mid, late)	[m]

ALLEN et al. (1998) empfehlen eine Beschränkung der Evaporation auf die oberste Bodenschicht (zwischen 10 und 15 cm). In `DualCropCoefficientModel` wurde eine Evaporationstiefe von 10 cm gewählt.

$$TEW = FC - \frac{WP}{2} \quad (49)$$

TEW :	<i>totally evaporable water</i> maximale evaporierbare Wassermenge (Bodenschicht 0-10 cm)	[mm]
FC :	Bodenfeuchte bei Feldkapazität maximale evaporierbare Wassermenge (Bodenschicht 0-10 cm)	[mm]
WP :	Bodenfeuchte am Welkepunkt (Bodenschicht 0-10 cm)	[mm]

Die entsprechenden Werte FC und WP bezieht das Plugin aus der entsprechenden `SoilType`-Bibliothekskomponente, die der obersten Bodenschicht des jeweiligen `Acreage`-Element zu-

gewiesenen ist. Die im Prototyp verwendeten Einzelwerte (Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, TEW etc.) können der Komponentenbibliothek von jemih entnommen werden.

$$K_r = \frac{TEW - D_{e,i-1}}{TEW - REW} \quad \forall \quad D_{e,i-1} > REW$$

$$K_r = 1 \quad \forall \quad D_{e,i-1} \leq REW \quad (50)$$

K_r :	Reduktionskoeffizient	[–]
TEW :	<i>totally evaporable water</i> (F. 49)	[mm]
REW :	<i>readily evaporable water</i> , leicht evaporierbare Wassermenge (bei geringem Evaporationswiderstand)	[mm]
D_e :	kumulierte Menge des bereits verdunsteten Wassers aus der obersten Bodenschicht (Feuchtedefizit) (F. 51)	[mm]
$D_{e,i-1}$:	D_e des Vortages	[mm]

$$D_e = FC - M \quad (51)$$

D_e :	kumulierte Menge des bereits verdunsteten Wassers aus der obersten Bodenschicht (Feuchtedefizit)	[mm]
FC :	Bodenfeuchte bei Feldkapazität in der jeweiligen Bodenschicht	[mm]
M :	aktuelle Bodenfeuchte der jeweiligen Schicht	[mm]

Die aktuelle Bodenfeuchte M ist dabei wiederum eine Funktion aller Wasserflüsse des Bodens (Niederschlag, Verdunstung, Bewässerung etc.) und wird in jemih über das `SoilWaterInterface` abgebildet (vgl. Kap. 6.6.2).

$$f_{ew} = \min(1 - f_c, f_w) \quad (52)$$

f_{ew} :	<i>exposed and wetted soil fraction</i> , Anteil der Bodenoberfläche, der sowohl feucht als auch unbedeckt ist	[–]
$1 - f_c$:	mittlerer unbedeckter Flächenanteil (0,01 - 1)	[–]
f_w :	mittlerer durch Bewässerung oder Niederschlag befeuchteter Flächenanteil (0,01 - 1) (siehe Tab. 1)	[–]

$$f_c = \left(\frac{K_{cb} - K_{c \min}}{K_{c \max} - K_{c \min}} \right)^{1+0,5 \cdot h} \quad (53)$$

f_c :	mittlerer durch die Kultur bedeckter Flächenanteil (0 - 0,99)	[-]
K_{cb} :	Transpirationskoeffizient für den betreffenden Tag	[-]
$K_{c \min}$:	Minimalwert für K_c (0,15 - 0,20)	[-]
$K_{c \max}$:	Maximalwert für K_c (F. 48)	[-]
h :	mittlere Pflanzenhöhe	[m]

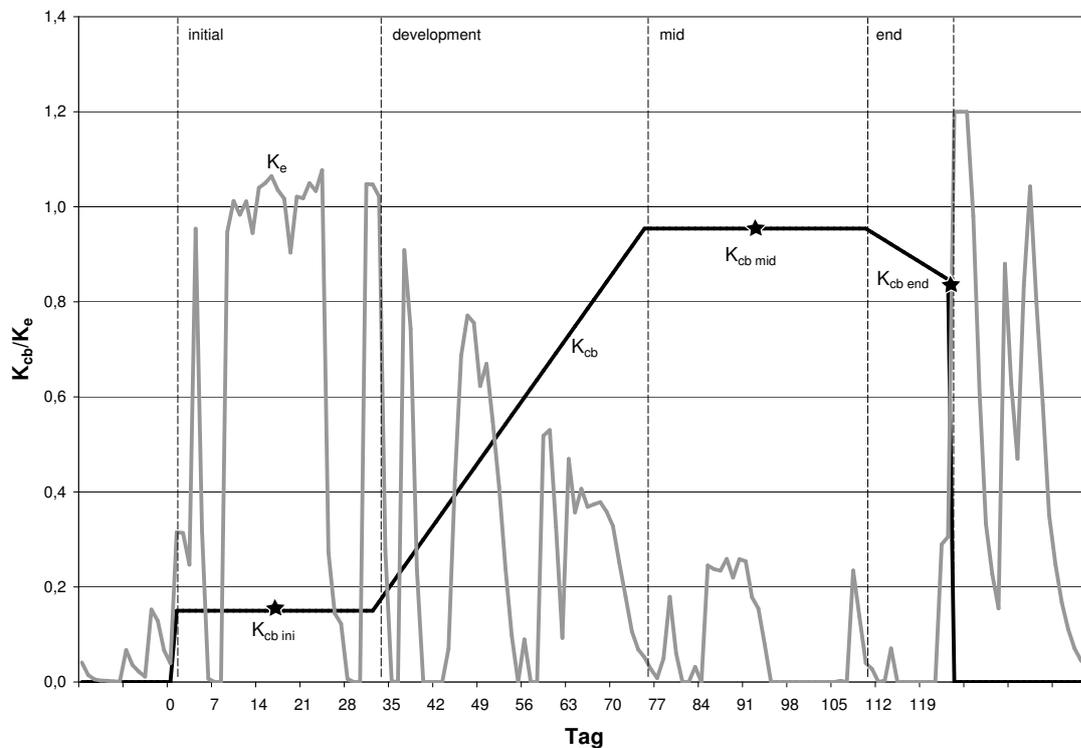


Abb. 45: Verlauf der k_{cb}/k_e -Werte nach dem *dual crop coefficient model* (Beispiel). Zur Ermittlung des k_{cb} -Wertes werden drei kulturspezifische Größen ($k_{cb \text{ ini}}$, $k_{cb \text{ mid}}$, $k_{cb \text{ end}}$) vorgegeben, aus denen sich die k_{cb} -Werte für die vier Wachstumsphasen (*initial*, *development*, *mid*, *late*) errechnen.

Tabelle 1: Faktor f_w zur Abbildung des durch Bewässerung oder Niederschlag befeuchteten Flächenanteils in Abhängigkeit vom Befeuchtungstyp.

Befeuchtungstyp	f_w
Niederschlag	1,00
Regner	1,00
Tröpfchenbewässerung	0,35

Geisenheimer Methode

Als Alternative zum `DualCropCoefficientModel` wurde das im Rahmen der „Geisenheimer Bewässerungssteuerung“ ([PASCHOLD et al., 2002](#)) verwendete Verfahren zur Bestimmung der K_c -Werte als `EvapotranspirationcoefficientInterface`-Implementierung umgesetzt. Anders als die *Dual-Crop-Coefficient*-Methode unterscheidet das Geisenheimer Verfahren nicht zwischen einer Transpirations- und einer Evaporationskomponente. Für jede Kulturart sind vier K_c -Werte für vier Wachstumsstadien der Pflanzen (Stadium 1-4) vorgegeben. Diese K_c -Tabellenwerte werden ohne Modifikation bei der Berechnung der Evaporation ET_c angewandt (Abb. 46). Neben den K_c -Werten für die einzelnen Stadien spezifizieren [PASCHOLD et al. \(2002\)](#) auch morphologische Kulturmerkmale, zu denen ein Stadienwechsel erfolgt. In der aktuellen Implementierung `GeisenheimCoefficientModel` erfolgt die Bestimmung der Länge der einzelnen Stadien analog zum `DualCropCoefficientModel`.

Da es sich bei dem Geisenheimer Verfahren um eine Methode zur Bewässerungssteuerung handelt, werden keine Angaben zur Bestimmung von K_c auf unbewachsenen Flächen gemacht. Entsprechende K_c -Werte für Zeiten, in denen eine Fläche brach liegt, können vom Benutzer über den Konfigurationseditor des `GeisenheimCoefficientModel` vorgegeben werden. Als Standard wird ein Wert von $K_c = 0,4$ verwendet. Dies entspricht den K_c -Tabellenwerten für die meisten Kulturen im Stadium 1, d.h. unmittelbar nach der Pflanzung.

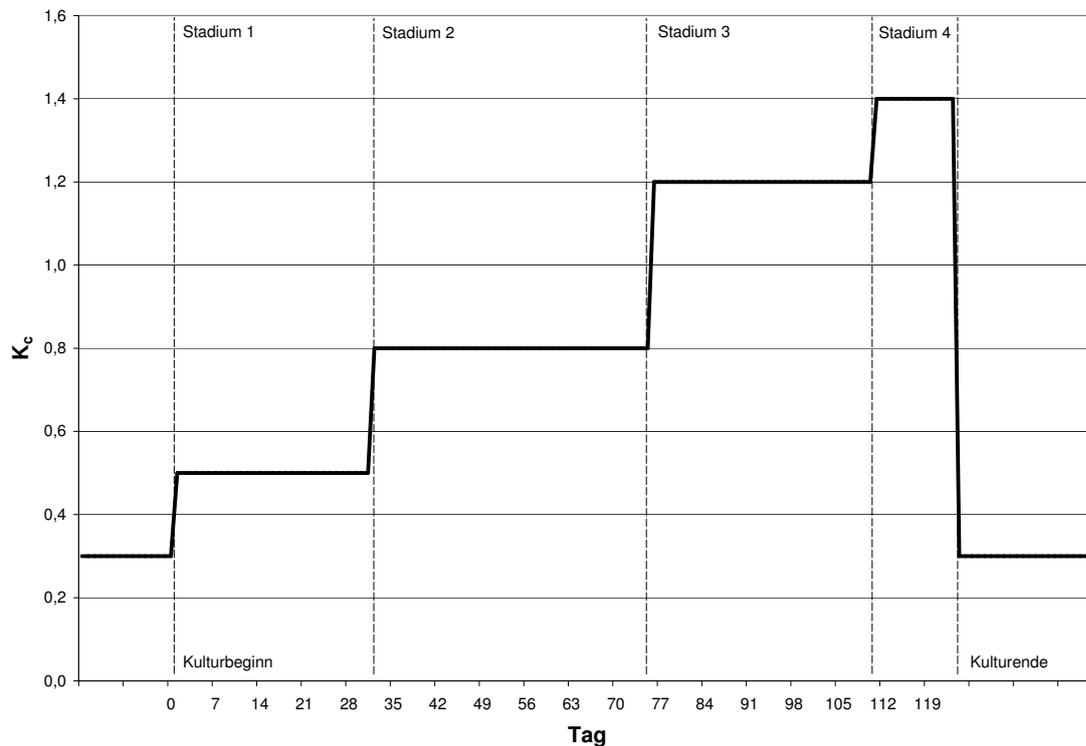


Abb. 46: Verlauf des k_c -Wertes nach der Geisenheimer Methode (Beispiel). Die Kulturzeit ist in vier Phasen unterteilt, für die je ein kulturspezifischer Wert vorgegeben ist.

6.7 Bewertung

Für die Bewertungsebene (vgl. Abb. 15) wurde im Prototyp *jemih* ein Bewertungsmodul implementiert. Die Auswertung im Rahmen des Moduls ist im wesentlichen auf eine Komplexitätsreduktion durch eine fachgerechte Aggregation der Modelldaten beschränkt. Eine Bewertung der Umweltperformanz im eigentlichen Sinn, also eine Wichtung und „Benotung“, wie z.B. bei dem Verfahren KUL (siehe Kap. 3.3), findet nicht statt. Stattdessen erstellt das Modul einen Energie- und Stoffbilanzbericht.

Der Bilanzbericht kann für verschiedene Teilsysteme (Bilanzebenen) des Betriebsmodells erstellt werden (Tab. 2). Je nach Bilanzierungsebene kann der Bilanzierungszeitraum entweder vom Benutzer frei gewählt werden oder dieser wird kontextbedingt von *jemih* vorgegeben. Für Bilanzen auf Ebene einzelner Flächen oder Kultur besteht die Option, die

Tabelle 2: Bilanzierungsparameter bei der Bewertung. In Abhängigkeit von der gewählten Bilanzierungsebene ist der Bilanzierungszeitraum frei wählbar oder wird vom Bewertungsmodul vorgegeben. Neben der Bilanzierung absoluter Fluss- bzw. Bestandsgrößen ist für die Bilanzierungsebenen **Fläche** und **Kultur** auch die Ausgabe als relative Größen (Fluss/Bestand pro Flächen- bzw. Produkteinheit) möglich.

Bilanzebene		Bilanzzeitraum	Auswertung
Betrieb	Farm	frei	absolut
Fläche	Acreage	frei	absolut/relativ
Kultur	Crop	Kulturzeit	absolut/relativ
Betriebsmittel	Device	frei	absolut
Prozess	Process	Prozessdauer	absolut

zu bilanzierenden Bestands- und Flussgrößen auf eine Flächen- ($\frac{x}{m^2}$) bzw. Produkteinheit ($\frac{x}{kg \text{ Ertrag}}$) zu beziehen.

Abbildung 47 zeigt exemplarisch einen Ausschnitt (Umweltaspekt „Wasser“) eines mit dem Bewertungsmodul erstellten Bilanzberichtes. Die Bilanzebene und der Bilanzierungszeitraum werden oben rechts im Bericht angezeigt (Ebene: Betrieb „Gartenbau Mustermann“, Zeitraum: 01.01.2003 - 31.10.2003). Die relevanten Bestands- und Flussgrößen (Systembestände, Systemin- und -outputs) werden innerhalb des Betriebs zunächst nach dem Material- bzw. Energietyp (im Beispiel: Wasser) geordnet. Im nächsten Schritt findet eine Sortierung nach dem Bestands- bzw. Flusstyp (Auswaschung, Bewässerung, Evapotranspiration etc.) statt. Innerhalb der resultierenden Kategorien werden abschließend alle Flussgrößen aggregiert, deren Flussziel und -quelle identisch sind und die entsprechenden Flussmengen kumuliert (so werden z.B. alle Flüsse der Kategorie „Wasser-Bewässerung“ mit dem Ziel „Fläche 1“ und der Flussquelle „Brunnen 1“ zu einer Bilanzgröße zusammengefasst). Abschließend wird auf Ebene einer Material-/Energiekategorie eine Gesamtbilanz erstellt. Anders als bei den Flussgrößen werden bei den Bestandsgrößen (Bodenfeuchte) nicht die Flussmengen innerhalb des Bewertungszeitraumes angezeigt, sondern die Bestandsgrößen zu Beginn und zum Ende des Zeitraumes. In der Gesamtbilanz für den Material-/Energietyp „Wasser“ ergibt sich in der Spalte „Bestand“ ein negativer Wert. Dies ist gleichbedeutend mit einer Entleerung des vorhandenen Systembestands (Bodenfeuchte) innerhalb des Bewertungszeitraumes.

Gartenbau Mustermann

(01.01.2003 - 31.10.2003)

Gruppierung Fluss/Flusstyp



	Quelle	Ziel	Input	Output	Bestand
Wasser					
Auswaschung					
	Fläche 1	Fläche 1		273.681 l	
	Fläche 2	Fläche 2		653.092 l	
Gesamt:				926.774 l	
Bewässerung					
	Brunnen 1	Fläche 1	80.000 l		
	Öffentliches Leitungsnetz	Fläche 1	50.000 l		
Gesamt:				130.000 l	
Evapotranspiration					
	Fläche 1	Atmosphäre		875.710 l	
	Fläche 2	Atmosphäre		1.655.983 l	
Gesamt:				2.531.693 l	
Niederschlag					
	Atmosphäre	Fläche 1	992.200 l		
	Atmosphäre	Fläche 2	2.232.450 l		
Gesamt:				3.224.650 l	
Bodenfeuchte					
	31.12.02	Fläche 1			378.000 l
	31.10.03	Fläche 1			350.809 l
	31.12.02	Fläche 2			1.539.000 l
	31.10.03	Fläche 2			1.462.375 l
Differenz:					-103.816 l
Gesamt:			3.354.650 l	3.458.466 l	-103.816 l

Abb. 47: Beispiel für einen mit jemih erstellten Bilanzbericht. Die relevanten Fluss- und Bestandsgrößen werden für die gewählte Bilanzierungsebene (hier: der Gesamtbetrieb) und einem frei wählbaren Bilanzierungszeitraum nach Material- bzw. Energietyp (im Beispiel Materialtyp „Wasser“) aggregiert.

7 Klimatische Einflüsse auf die Umweltwirkungen gartenbaulicher Produktion

Der Verwendungszweck des im vorhergehenden Kapitel vorgestellten Prototyps *jemih* ist die Dokumentation und Bewertung von Umweltwirkungen gartenbaulicher Produktionssysteme. Neben einem reinen produktionsbegleitenden Einsatz besteht dabei auch die Möglichkeit Szenariorechnungen und -analysen durchzuführen. Wie bereits erläutert handelt es sich bei einem gartenbaulichen Betrieb (und dem entsprechenden Betriebsmodell in *jemih*) um ein komplexes System. Betrachtet man ein solches System (bzw. dessen Modell) als Blackbox, so sind in Abhängigkeit von einer Vielzahl von Systeminputs und Systemparametern eine Vielzahl von Systemoutputs unterschiedlicher Ausprägung zu beobachten. Für den produktionsbegleitenden Einsatz, d.h. zur Dokumentation und Bewertung eines realen Betriebs, ist diese Betrachtungsweise vollkommen ausreichend: das Modell bildet den realen Betrieb als eine von vielen möglichen Kombinationen der Systeminputs, -outputs und -parameter ab. Die möglichen Aussagen, die sich aus dieser Betrachtung ergeben, sind allerdings weitestgehend auf diesen speziellen Betrieb beschränkt.

Ziel der Szenarioanalyse ist hingegen, zu Aussagen zu gelangen, deren Gültigkeit nicht auf einen bestimmten Betrieb beschränkt ist. Ein unsystematischer Vergleich beliebiger Merkmalskombinationen ($\hat{=}$ Betriebsmodelle) ist hierbei kaum hilfreich. Sinnvoller ist die Untersuchung der Bedeutung definierter Systemgrößen. Um den Einfluss der zu untersuchenden Größe isolieren zu können, müssen die übrigen Systemparameter soweit wie möglich konstant gehalten werden. Bei einem entsprechenden Ansatz findet folglich ein Vergleich ähnlicher Systeme statt, die sich dabei nur in wenigen Eigenschaften unterscheiden.

Im Prototyp *jemih* wurden die Umweltaspekte „Wasser“ und „Stickstoff“ abgebildet. Neben den Anbaumaßnahmen ist das Klima der entscheidende Einflussfaktor auf den Wasser- und Stickstoffhaushalt landwirtschaftlicher und gartenbaulicher Produktionssysteme. Dieser Einfluss soll im Folgenden näher untersucht werden. Das Klima ist keine simple Variable, die je nach Standort einen diskreten und konstanten Wert annimmt. Vielmehr setzt sich das Klima aus einer Vielzahl von Einzelfaktoren, wie Temperatur, Einstrahlung, Niederschlag etc., zusammen, die zudem eine starke Dynamik aufweisen. An dieser Stelle sollen allerdings nicht die klimatischen Einzelgrößen, sondern die beiden Stoffflüsse Referenzevapotranspiration und Niederschlag untersucht werden.

Die Analyse der beiden Flussgrößen erfolgt in drei Schritten:

- Die Referenzevapotranspiration wird mit den vier in **jemih** zur Verfügung stehenden Verfahren (Penman-Monteith, Hargreaves, Turc und Priestley-Taylor) nicht gemessen, sondern aus verhältnismäßig leicht zu erfassenden Klimagrößen abgeleitet. Die Ergebnisse, die diese Verfahren im einzelnen liefern, sind dabei nicht identisch. Daher soll zunächst überprüft werden, inwieweit die Wahl des ET_0 -Schätzverfahrens die zu ermittelnde Referenzevapotranspiration beeinflusst.
- Anhand der über den **jemih**-Klimadatenserver gesammelten Klimadaten soll die Variabilität der Größen Referenzevapotranspiration und Niederschlag untersucht werden.
- Abschließend soll anhand einer Szenariorechnung die Bedeutung der kleinräumigen Variabilität der Klimadaten und die Bedeutung einer betriebsindividuellen Vorgehensweise bei der Umweltbewertung analysiert werden.

7.1 Untersuchung der Verfahren zur Ermittlung der Referenzevapotranspiration

Die Verwendung des FAO 56 Penman-Monteith-Modells zur Erfassung der Referenzevapotranspiration ET_0 hat gegenüber den vorgestellten Alternativverfahren nach Hargreaves, Turc und Priestley-Taylor zwei entscheidende Vorteile (DROOGERS und ALLEN, 2002). Einerseits handelt es sich bei Penman-Monteith um einen primär physikalisch basierten Ansatz. Das Modell ist somit übertragbar und unabhängig vom jeweiligen Standort einsetzbar. Die empirischen Verfahren (Hargreaves, Turc und Priestley-Taylor) sind hingegen nicht ohne weiteres übertragbar und zunächst auf Anwendungseignung zu überprüfen. Anhand von Vergleichen mit Lysimeterdaten wurde in einer Vielzahl von Studien der Nachweis erbracht, dass FAO 56 Penman-Monteith die besten Ergebnisse bei der Abschätzung von ET_0 liefert (u.a. DROOGERS und ALLEN, 2002; VENTURA et al., 1999).

Ein wesentlicher Nachteil des Penman-Monteith-Verfahrens liegt in den hohen Ansprüchen an die Verfügbarkeit einer breiten Palette an klimatischen Messdaten (Lufttemperatur, Luftfeuchte, Einstrahlung und Windgeschwindigkeiten). Diese Klimadaten müssen mit einer hinreichend hohen Messgenauigkeit erfasst werden. Auf der Basis ungenauer Messdaten kann die Anwendung von Penman-Monteith durchaus schlechtere Ergebnisse bringen als die Anwendung eines einfacheren Alternativverfahrens (DROOGERS und ALLEN, 2002).

Die Eignung der Verfahren Hargreaves, Turc und Priestley-Taylor wurde im Rahmen dieser Arbeit anhand eines direkten Vergleichs mit den ET_0 -Werten nach Penman-Monteith

überprüft (Abb. 48). Dafür wurden für 90 Klimastationen des Agrarmeteorologischen Messnetzes Bayern (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LfL), 2004) die ET_0 -Tageswerte für alle vier Verfahren (Penman-Monteith, Hargreaves, Turc, Priestley-Taylor) im Zeitraum Januar 2000 bis Oktober 2004 berechnet. 33 der insgesamt 123 Messstationen wurden von der Auswertung ausgeschlossen, da entweder einzelne Klimagrößen grundsätzlich nicht verfügbar waren oder zu große Datenlücken im Auswertungszeitraum bestanden. Gemäß dem Vorschlag von ALLEN et al. (1998), das Hargreaves-Modell über eine lineare Regression an regionale Bedingungen anzupassen (siehe Formel 41), wurden nicht nur für Hargreaves, sondern auch für Turc und Priestley-Taylor die Regressionsparameter für jeden Einzelstandort berechnet (Abb. 49).

Als Maß für die Anwendungseignung der Alternativverfahren wurden für jeden der 90 Standorte folgende Kenngrößen zwischen den Penman-Monteith- und den Werten des jeweiligen Alternativverfahrens ermittelt (siehe Anhang, Tab. 13 - 15):

- Korrelation r bzw. Bestimmtheitsmaß B (Formel 56)
- Wurzel aus dem mittleren quadratischen Fehler RMSE (engl. *root mean square error*; Formel 54)
- Bias (Formel 55)

Der RMSE dient zur Beurteilung der Abweichung zwischen den ET_0 -Schätzreihen. Durch die Quadrierung bei der Erfassung des RMSE gleichen sich positive und negative Abweichung dabei nicht aus.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (ET_{0_i} - \hat{ET}_{0_i})^2} \quad (54)$$

$RMSE$:	Wurzel des mittleren Fehlerquadrates; engl. <i>root mean square error</i>	$\left[\frac{mm}{d}\right]$
ET_{0_i} :	Referenzevapotranspiration nach Penman-Monteith	$\left[\frac{mm}{d}\right]$
\hat{ET}_{0_i} :	Referenzevapotranspiration nach dem jeweiligen Alternativverfahren	$\left[\frac{mm}{d}\right]$

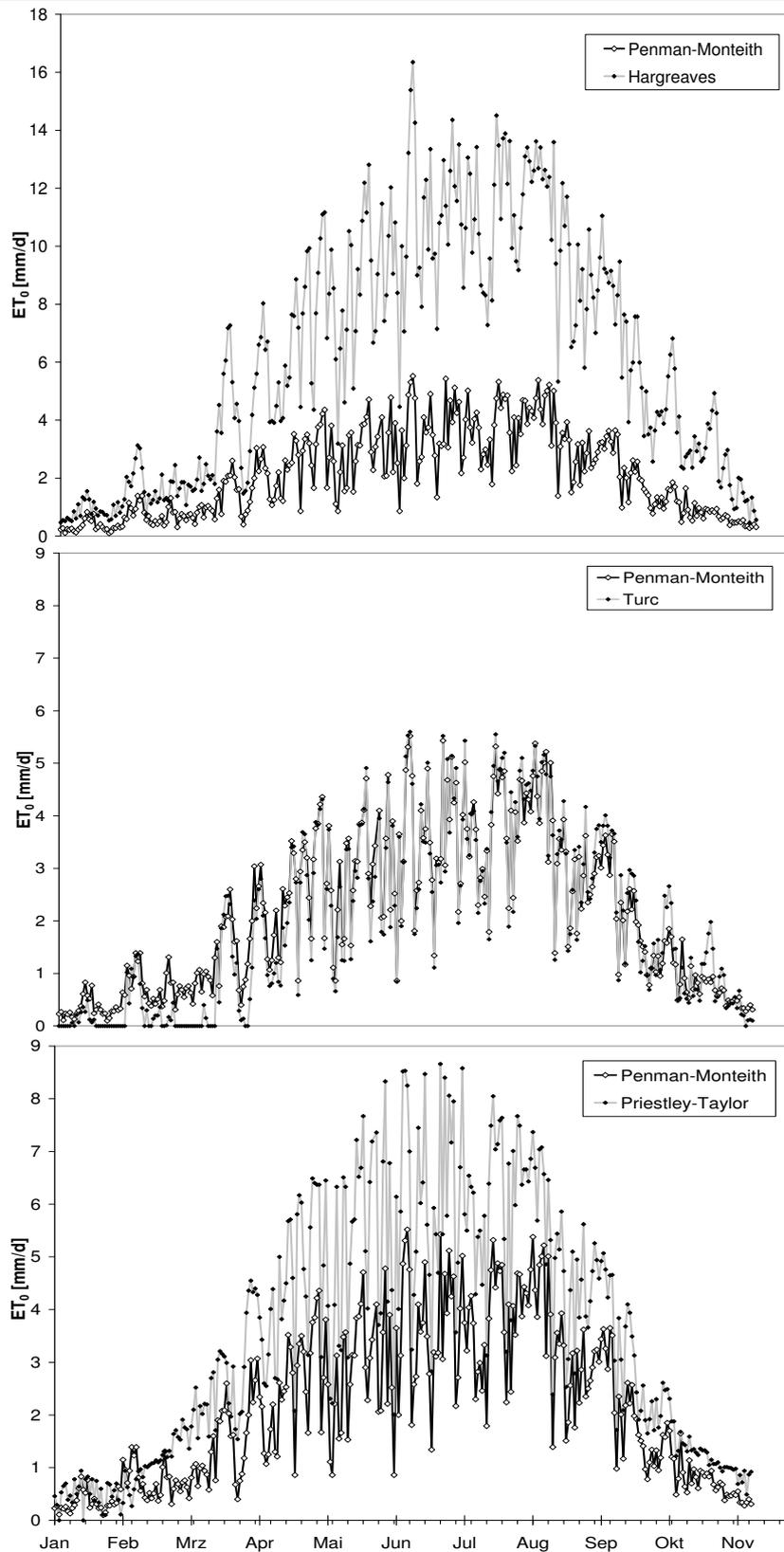


Abb. 48: Vergleich der ET_0 -Werte nach FAO 56 Penman-Monteith mit den Werten der Verfahren nach Hargreaves (oben), Turc (Mitte) und Priestley-Taylor (unten) am Beispiel des Messstandortes **LBP Freising** für Klimadatenwerte des Jahres 2004.

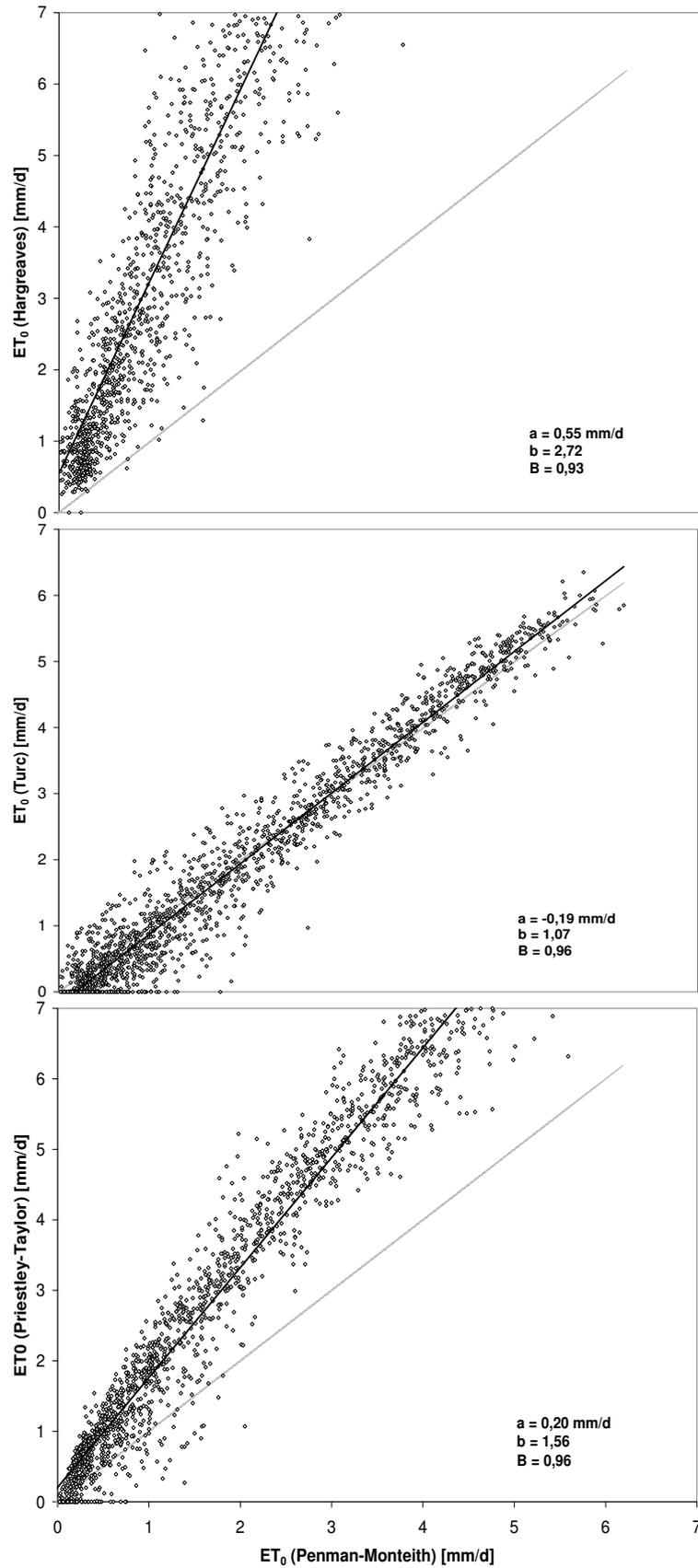


Abb. 49: Bestimmung der Regressionsfunktion $ET_{0,A} = a + b \cdot ET_{0,PM}$ für die Verfahren nach Hargreaves (oben), Turc (Mitte) und Priestley-Taylor (unten) mit Klimadaten des Messstandortes **LBP Freising** (Jan. 2000 - Okt. 2004).

In der vorliegenden Analyse wurden für jede Messstation und jedes Alternativverfahren jeweils drei RMSE-Größen ermittelt:

- $RMSE_N$: der RMSE zwischen Penman-Monteith und den unkorrigierten Werten des Alternativverfahrens (ohne Regression $\hat{=}$ Verwendung der Regressionsparameter $a = 0$ und $b = 1$).
- $RMSE_{MR}$: der RMSE zwischen Penman-Monteith und den korrigierten Werten des Alternativverfahrens. Als Regressionsparameter wurden die über alle 90 Stationen gemittelten Werte \bar{a} und \bar{b} verwendet.
- $RMSE_R$: der RMSE zwischen Penman-Monteith und den korrigierten Werten des Alternativverfahrens; anders als bei $RMSE_{MR}$ wurden hier die stationsspezifischen Regressionsparameter a und b verwendet.

Das Prüfmaß Bias dient dazu, systematische Fehler, d.h. einseitige Verzerrungen der einzelnen Verfahren aufzudecken:

$$Bias = \sum_{i=1}^n \frac{\hat{ET}_{0_i} - ET_{0_i}}{n} \quad (55)$$

$Bias$:	Bias	$\left[\frac{mm}{d}\right]$
ET_{0_i} :	Referenzevapotranspiration nach Penman-Monteith	$\left[\frac{mm}{d}\right]$
\hat{ET}_{0_i} :	Referenzevapotranspiration nach dem jeweiligen Alternativverfahren	$\left[\frac{mm}{d}\right]$
i :	Schätzwertpaar (Datum)	$[-]$
n :	Anzahl der Schätzwertpaare	$[-]$

Das Bestimmtheitsmaß B beschreibt den Grad, in dem eine Schätzwertreihe (hier: die Werte des ET_0 -Alternativverfahrens) durch die Regressionsfunktion definiert ist. B kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen, wobei im vorliegenden Fall ein Wert von 1 bedeuten

würde, dass sich alle Penman-Monteith-Werte exakt mit der Regressionsfunktion eines der Alternativverfahren berechnen ließe:

$$B = r^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n \hat{ET}_{0i} \cdot ET_{0i} - \frac{1}{n} \cdot \left(\sum_{i=1}^n \hat{ET}_{0i} \right) \cdot \left(\sum_{i=1}^n ET_{0i} \right)}{\sqrt{\left(\sum_{i=1}^n ET_{0i}^2 - \frac{1}{n} \cdot \left(\sum_{i=1}^n ET_{0i} \right)^2 \right) \cdot \left(\sum_{i=1}^n \hat{ET}_{0i}^2 - \frac{1}{n} \cdot \left(\sum_{i=1}^n \hat{ET}_{0i} \right)^2 \right)}} \right)^2 \quad (56)$$

B :	Bestimmtheitsmaß	[–]
r :	Pearsonscher Korrelationskoeffizient	[–]
ET_{0i} :	Referenzevapotranspiration nach Penman-Monteith	$\left[\frac{mm}{d} \right]$
\hat{ET}_{0i} :	Referenzevapotranspiration nach dem jeweiligen Alternativverfahren	$\left[\frac{mm}{d} \right]$
i :	Schätzwertpaar (Datum)	[–]

Bereits der stichprobenartige Vergleich der drei Verfahren Hargreaves, Turc und Priestley-Taylor mit Penman-Monteith für den Messstandort „LBP Freising“ (Jahr 2004) in den Diagrammen in Abb. 48 und 49 gibt einige Hinweise auf die Qualität und Verwendbarkeit der Schätzverfahren, die durch die umfassende Auswertung über alle Messstationen (siehe Anhang, Tab. 13 - 15) bestätigt werden:

- Sowohl Hargreaves als auch Priestley-Taylor zeigen (ohne Korrektur durch die Regressionsfunktion) eine starke Abweichung von den Penman-Monteith-Werten. Das arithmetische Mittel des $RMSE_N$ über alle Stationen beträgt fast $4,97 \frac{mm}{d}$ (Hargreaves) bzw. $1,47 \frac{mm}{d}$ (Priestley-Taylor). Angesichts eines Tagesmittels für ET_0 nach Penman-Monteith von $1,88 \frac{mm}{d}$ sind diese Abweichungen nicht tolerierbar. Turc zeigt hingegen auch ohne Korrektur mit einem \overline{RMSE}_N von $0,43 \frac{mm}{d}$ verhältnismäßig gute Ergebnisse (Tab. 3).
- Die hohen Werte für den Bias- ($3,86$ bzw. $1,10 \frac{mm}{d}$) und das Bestimmtheitsmaß (89 % bzw. 93 %) deuten aber gleichzeitig darauf hin, dass ein Großteil der Abweichungen bei Hargreaves bzw. Priestley-Taylor auf eine systematische Überschätzung zurückzuführen ist, die durch die Anwendung der Regressionsfunktion korrigiert werden können.

Tabelle 3: Gemittelte Prüfmaße und Regressionskoeffizient über alle 90 Messstandorte (\bar{a} , \bar{b} = mittlere Regressionskoeffizienten, \overline{RMSE}_N = mittlerer RMSE für unkorrigierte ET_0 , \overline{RMSE}_{MR} = mittlerer RMSE der korrigierten ET_0 berechnet mit den gemittelten Regressionskoeffizienten \bar{a} und \bar{b} , \overline{RMSE}_R = RMSE der korrigierten ET_0 mit den stationsspezifischen Regressionskoeffizienten a und b).

		Hargreaves	Turc	Priestley-Taylor
\overline{Bias}	$[\frac{mm}{d}]$	3,86 ± 0,29	-0,17 ± 0,10	1,10 ± 0,15
\overline{RMSE}_N	$[\frac{mm}{d}]$	4,97 ± 0,34	0,43 ± 0,06	1,47 ± 0,16
\overline{B}	$[-]$	0,89 ± 0,03	0,94 ± 0,01	0,93 ± 0,02
\bar{a}	$[\frac{mm}{d}]$	0,43 ± 0,21	-0,24 ± 0,06	0,17 ± 0,07
\bar{b}	$[-]$	2,87 ± 0,25	1,04 ± 0,04	1,50 ± 0,08
\overline{RMSE}_{MR}	$[\frac{mm}{d}]$	0,54 ± 0,08	0,38 ± 0,04	0,42 ± 0,07
\overline{RMSE}_R	$[\frac{mm}{d}]$	0,51 ± 0,08	0,37 ± 0,04	0,41 ± 0,08

- Die Verwendung der über alle Stationen gemittelten Regressionsparameter \bar{a} und \bar{b} bringt für Hargreaves und Priestley-Taylor eine deutliche Qualitätsverbesserung. Der \overline{RMSE}_{MR} sinkt auf 0,54 $\frac{mm}{d}$ (Hargreaves) bzw. 0,42 $\frac{mm}{d}$ (Priestley-Taylor). Bei Turc wurde eine Verbesserung von 0,43 $\frac{mm}{d}$ auf 0,38 $\frac{mm}{d}$ erreicht.
- Die Verwendung stationsspezifischer Regressionskoeffizienten bei der Berechnung von ET_0 bringt gegenüber der Verwendung der Mittelwerte \bar{a} und \bar{b} nur noch eine geringe Verbesserung um 0,01 (Turc und Priestley-Taylor) bzw. 0,03 $\frac{mm}{d}$ (Hargreaves).

Die gemittelten Regressionsparameter \bar{a} und \bar{b} für Hargreaves, Turc und Priestley-Taylor wurden bereits als Standardregressionswerte in die entsprechenden **jemih**-Plugins übernommen. Alternativ können über den Konfigurationsdialog der Plugins aber auch die stationsspezifischen Parameter (Tab. 13 - 15) oder beliebige andere Werte durch den Anwender vorgegeben werden.

In der obigen Auswertung wurde die Verwendbarkeit der Verfahren Hargreaves, Turc und Priestley-Taylor zur Ermittlung der **täglichen** ET_0 -Werte überprüft. Allerdings wird gerade für die einfacheren Schätzverfahren eine zeitliche Auflösung empfohlen, die mit Intervalllängen zwischen fünf Tagen und einem Monat deutlich unter der empfohlenen Auflösung

Tabelle 4: Gemittelte Prüfmaße und Regressionskoeffizienten über alle 90 Messstandorte bei unterschiedlicher zeitlicher Auflösung (Tages-, Wochen- und Monatswerte; \bar{a} , \bar{b} = mittlere Regressionskoeffizienten, \overline{RMSE}_N = mittlerer RMSE für unkorrigierte ET_0 , \overline{RMSE}_{MR} = mittlerer RMSE der korrigierten ET_0 berechnet mit den gemittelten Regressionskoeffizienten \bar{a} und \bar{b} , \overline{RMSE}_R = RMSE der korrigierten ET_0 mit den stationsspezifischen Regressionskoeffizienten a und b).

		Hargreaves	Turc	Priestley-Taylor
\bar{B}	[-]			
	Tag	0,89	0,94	0,93
	Woche	0,94	0,97	0,96
	Monat	0,99	1,00	1,00
\overline{RMSE}_{MR}	$[\frac{mm}{d}]$			
	Tag	0,54	0,38	0,42
	Woche	0,36	0,26	0,28
	Monat	0,36	0,26	0,27
\overline{RMSE}_R	$[\frac{mm}{d}]$			
	Tag	0,51	0,37	0,41
	Woche	0,29	0,24	0,25
	Monat	0,27	0,23	0,23

für Penman-Monteith von einem Tag liegen (GEORGE et al., 2002). Diese hohe Auflösung ist - je nach den individuellen Anforderungen - bei einer Umweltbewertung mit **jemih** auch nicht unbedingt notwendig. Daher wurden die Gütemaße B , $RMSE_{MR}$ und $RMSE_R$ für alle Stationen und alle Verfahren noch einmal auf Wochen- bzw. Monatsbasis ermittelt (Tab. 4). Aus den Tageswerten für ET_0 wurden dafür zunächst die Wochen- bzw. Monatsmittel errechnet (die jeweiligen $RMSE$ -Werte beziehen sich daher einheitlich auf einen Tag, was einen Vergleich erheblich erleichtert).

Die \overline{RMSE}_{MR} - und \overline{RMSE}_R -Werte zeigen bei einer Verringerung der zeitlichen Auflösung von einem Tag auf eine Woche noch einmal eine deutliche Verbesserung der Qualität aller drei Schätzverfahren. Die Verringerung der Auflösung von einer Woche auf einen Monat führt hingegen kaum noch zu einer Verringerung der RMSE-Werte (Tab. 4).

Abschließend lässt sich damit für Standorte in Bayern folgern, dass von den drei untersuchten Alternativverfahren zur Abschätzung von ET_0 , das Turc-Verfahren den Penman-Monteith-Ergebnissen am nächsten kommt. Priestley-Taylor erreicht ähnlich gute Ergebnisse. Da Turc bei etwas besseren Ergebnissen aber gleichzeitig weniger Eingangsparameter benötigt als Priestley-Taylor, ist Turc eindeutig zu bevorzugen. Hargreaves fällt in der Er-

Tabelle 5: Die täglichen ET_0 -Werte nach Penman-Monteith für jeden der 90 Messstandorte wurden mit den Werten der jeweils 89 übrigen Standorte verglichen und der RMSE sowie das Bestimmtheitsmaß B gebildet (Zeitraum Jan. 2001 - Okt. 2004). Alle 4005 resultierenden RMSE- bzw. B -Werte wurden gemittelt und die jeweilige Standortabweichung σ errechnet.

	\overline{RMSE}	σ	\overline{B}	σ
Bayern	0,62 $\frac{mm}{d}$	$\pm 0,14$ $\frac{mm}{d}$	0,85	$\pm 0,07$
Wochenmittel	0,45 $\frac{mm}{d}$	$\pm 0,14$ $\frac{mm}{d}$	0,92	$\pm 0,06$
Monatsmittel	0,41 $\frac{mm}{d}$	$\pm 0,16$ $\frac{mm}{d}$	0,96	$\pm 0,07$

gebnisqualität gegenüber Turc und Priestley-Taylor ein wenig ab. Es ist allerdings auch das Verfahren mit den geringsten Ansprüchen an die Klimadatenerfassung.

Angesichts der großen $RMSE_N$ -Werte ist eine regionale Korrektur der Originalverfahren vor allem für Hargreaves, aber auch für Priestley-Taylor für den Standort Bayern zwingend erforderlich. Diese Aussage lässt sich vermutlich auf ganz Deutschland und Mitteleuropa ausweiten.

7.2 Räumliche Variabilität der Referenzevapotranspiration

Bei der Untersuchung der räumlichen Variabilität der Referenzevapotranspiration wurde ähnlich verfahren wie bei der Untersuchung der Unterschiede zwischen den ET_0 -Schätzverfahren. Auch hier wurden jeweils zwei ET_0 -Messreihen miteinander verglichen und deren Variabilität mit den bereits beschriebenen Gütemaßen B und $RMSE$ charakterisiert. Allerdings unterscheiden sich die jeweils zu vergleichenden Messreihen nicht bezüglich der angewendeten ET_0 -Schätzverfahren, sondern bezüglich des Messstandortes. Zur Erfassung von ET_0 wurde bei der Analyse der räumlichen Variabilität ausschließlich das Penman-Monteith-Plugin verwendet. Für die Untersuchung der Unterschiede zwischen den Schätzverfahren ergaben sich dabei 270 Vergleichsreihen (drei Alternativverfahren gegen Penman-Monteith über 90 Stationen: $3 \cdot 90 = 270$). Bei der Untersuchung der räumlichen Variabilität wurden die täglichen ET_0 -Werte für einen Untersuchungszeitraum zwischen Jan. 2000 bis Okt. 2004 für jede der 90 Stationen mit den jeweils 89 anderen Messstationen verglichen. Für diesen Ansatz ergeben sich somit 4005 Vergleichsreihen ($\binom{n}{k} = \frac{n!}{k!(n-k)!} = \binom{90}{2} = 4005$). Über diese 4005 Vergleiche zwischen jeweils zwei Messstandorten innerhalb Bayerns wurden die Mittelwerte des $RMSE$ und des Bestimmtheitsmaßes B gebildet (Tab. 5). Für ganz Bayern ergibt sich dabei ein \overline{RMSE} von $0,62 \frac{mm}{d}$ bei einer Standardabweichung von $0,14 \frac{mm}{d}$.

Tabelle 6: Variabilität der täglichen ET_0 -Werte nach FAO 56 Penman-Monteith innerhalb der einzelnen Regierungsbezirke; über die jeweiligen Einzelwerte RMSE und B innerhalb eines Bezirks wurde das Mittel gebildet und die Standardabweichung σ errechnet (Zeitraum Jan. 2001 - Okt. 2004).

Regierungsbezirk	\overline{RMSE}	σ	\overline{B}	σ
Mittelfranken	0,42 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,09 $\frac{mm}{d}$	0,94	\pm 0,03
Niederbayern	0,64 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,17 $\frac{mm}{d}$	0,83	\pm 0,09
Oberbayern	0,56 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,15 $\frac{mm}{d}$	0,89	\pm 0,07
Oberfranken	0,49 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,09 $\frac{mm}{d}$	0,92	\pm 0,02
Oberpfalz	0,49 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,11 $\frac{mm}{d}$	0,92	\pm 0,03
Schwaben	0,51 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,12 $\frac{mm}{d}$	0,90	\pm 0,04
Unterfranken	0,48 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,09 $\frac{mm}{d}$	0,92	\pm 0,02
Mittel	0,51 $\frac{mm}{d}$		0,90	

Die 90 Messstationen in Bayern wurden daraufhin zusätzlich nach dem Regierungsbezirk und dem Landkreis gruppiert (Tab. 8). Aus den ursprünglich 4005 Vergleichsreihen wurden diejenigen gefiltert, für die jeweils beide Messstationen innerhalb eines Regierungsbezirkes bzw. eines Landkreises liegen. Für die Regierungsbezirke verbleiben somit 623, für die Landkreise 51 Vergleichsreihen. Die über die einzelnen Bezirke bzw. Landkreise gemittelten RMSE-Werte und Bestimmtheitsmaße finden sich in den Tabellen 6 und 7. Im Mittel ergeben sich für den Vergleich innerhalb der Bezirke bzw. innerhalb der Landkreise immer noch RMSE-Werte von 0,51 $\frac{mm}{d}$ bzw. 0,45 $\frac{mm}{d}$.

Tabelle 7: Variabilität der täglichen ET_0 -Werte nach Penman-Monteith innerhalb der einzelnen Landkreise; für Landkreise, in denen sich mehr als **zwei** Messstationen (und damit mehr als **ein** Stationspaar) befinden, wurden die Einzelwerte RMSE und B gemittelt und die Standardabweichung σ errechnet (Zeitraum Jan. 2001 - Okt. 2004).

Landkreis	\overline{RMSE}	σ	\overline{B}	σ
A	0,35 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,07 $\frac{mm}{d}$	0,96	\pm 0,01
AN	0,34 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,05 $\frac{mm}{d}$	0,96	\pm 0,01
BA	0,56 $\frac{mm}{d}$		0,93	
BT	0,42 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,03 $\frac{mm}{d}$	0,93	\pm 0,01
DEG	0,33 $\frac{mm}{d}$		0,96	
DLG	0,51 $\frac{mm}{d}$		0,96	
ED	0,36 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,03 $\frac{mm}{d}$	0,96	\pm 0,01
FFB	0,51 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,08 $\frac{mm}{d}$	0,90	\pm 0,05
FO	0,43 $\frac{mm}{d}$		0,92	
FS	0,35 $\frac{mm}{d}$		0,96	
KEH	0,82 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,21 $\frac{mm}{d}$	0,73	\pm 0,12
MIL	0,62 $\frac{mm}{d}$		0,90	
MN	0,60 $\frac{mm}{d}$		0,85	
ND	0,35 $\frac{mm}{d}$		0,95	
NEA	0,34 $\frac{mm}{d}$		0,95	
NM	0,28 $\frac{mm}{d}$		0,97	
PA	0,41 $\frac{mm}{d}$		0,93	
PAF	0,48 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,06 $\frac{mm}{d}$	0,94	\pm 0,02
PAN	0,58 $\frac{mm}{d}$		0,87	
R	0,37 $\frac{mm}{d}$		0,95	
SAD	0,43 $\frac{mm}{d}$		0,94	
STA	0,47 $\frac{mm}{d}$		0,91	
SW	0,48 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,06 $\frac{mm}{d}$	0,94	\pm 0,01
WÜ	0,37 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,03 $\frac{mm}{d}$	0,95	\pm 0,01
Mittel	0,45 $\frac{mm}{d}$		0,93	

Tabelle 8: Die 90 Klimamessstationen, deren Messdaten zur Untersuchung der räumlichen Variabilität verwendet wurden. 33 der insgesamt 123 Stationen des Agrarmeteorologischen Messnetzes Bayern wurden wegen zu großer Datenlücken von der Untersuchung ausgeschlossen.

Regierungsbezirk	Landkreis	Messstation	Höhe über NN
Oberbayern			
	DAH	Großberghofen	508 m
	EBE	Osterseeon	560 m
	ED	Bürg	490 m
	ED	Eichenried	475 m
	ED	Frankendorf	455 m
	ED	Straß	495 m
	EI	Hepberg	430 m
	FFB	Dürabuch	520 m
	FFB	Puch	556 m
	FFB	Roggenstein	520 m
	FS	LBP Freising	470 m
	FS	Zurnhausen	490 m
	LL	Westerschondorf	650 m
	M	Haar	537 m
	MB	Wettkam	675 m
	MÜ	Asen	595 m
	ND	Edelshausen	400 m
	ND	Karlshuld	377 m
	ND	Straßmoos	405 m
	PAF	Baumannshof	366 m
	PAF	LBP Hüll	465 m
	PAF	Stadelhof	384 m
	PAF	Vogfried	458 m
	STA	Gut Hüll	580 m
	STA	Rothenfeld	690 m
	TS	Nilling	390 m
Niederbayern			
	DEG	Neusling	345 m
	DEG	Uttenkofen	323 m
	DGF	Steinbeifen	380 m
	KEH	Dietrichsdorf	500 m
	KEH	Eschenhart	420 m
	KEH	Kaltenberg	420 m
	PA	Kringell	450 m
	PA	Reding	310 m
	PAN	Engersdorf	460 m
	PAN	Frieding	480 m
	SR	Steinach	350 m
Oberfranken			
	BA	Kleingressingen	400 m
	BA	Wiesengiech	280 m
	BT	Aufseß	450 m
	BT	Mistelbach	410 m
	BT	Würnsreuth	424 m
	CO	Birkenmoor	320 m
	FO	Bammersdorf	295 m
	FO	Hilpoltstein	520 m
	HO	Straas	580 m
	LIF	Wolfsdorf	290 m
	WUN	Braunersgrün	590 m

Regierungsbezirk	Landkreis	Messstation	Höhe über NN
Mittelfranken			
	AN	Bonnhof	400 m
	AN	Frankenhofen	440 m
	AN	Großbreitenbronn	443 m
	AN	Mittelstetten	480 m
	FÜ	Greimersdorf	320 m
	N	Buch	300 m
	NEA	Eggensee	370 m
	NEA	Neuherberg	380 m
	RH	Obersteinbach	390 m
	WUG	Windsfeld	417 m
Unterfranken			
	AB	Langenborn	220 m
	HAS	Köslau	400 m
	KG	Maria-Bildhausen	320 m
	KT	Albertshofen	205 m
	MIL	Bürgstadt	210 m
	MIL	Heppdiel	335 m
	NES	Hohenroth	300 m
	SW	Ebertshausen	350 m
	SW	Etleben	220 m
	SW	Wadenbrunn	235 m
	WÜ	Euerhausen	310 m
	WÜ	Seligenstadt	281 m
	WÜ	Veitshöchheim	220 m
Oberpfalz			
	AS	Hiltersdorf	405 m
	CHA	Wullnhof	510 m
	NM	Röckersbühl	422 m
	NM	Sommertshof	549 m
	R	Köfering	350 m
	R	Sarching	330 m
	SAD	Kitzenried	470 m
	SAD	Sitzenhof	370 m
	TIR	Konnersreuth	540 m
	WEN	Almesbach	420 m
Schwaben			
	A	Affaltern	470 m
	A	Ehekirch	420 m
	A	Gersthofen	470 m
	AIC	Ainertshofen	470 m
	DLG	Frauenriedhausen	440 m
	DLG	Zusamaltheim	445 m
	DON	Neuhof	518 m
	GZ	Reschenberg	560 m
	KE	Spitalhof	720 m
	MN	Lautrach	610 m
	MN	Lohhof	577 m

Die Mittelwertbildung verdeckt extreme Abweichungswerte, die im Einzelfall zwischen zwei Stationen auch bei relativ geringen räumlichen Abständen auftreten können. Abbildung 50 zeigt exemplarisch einen Teilausschnitt des Agrarmeteorologischen Messnetzes Bayern mit den Mittelwerten der Referenzevapotranspiration ET_0 der Einzelstationen und den RMSE-Werten zwischen einigen dieser Stationen. Hier sind zum Teil Abweichungsraten ($\frac{RMSE}{Stationsabstand}$) von bis zu $0,5 \frac{mm}{d \cdot 10km}$ zu erkennen.

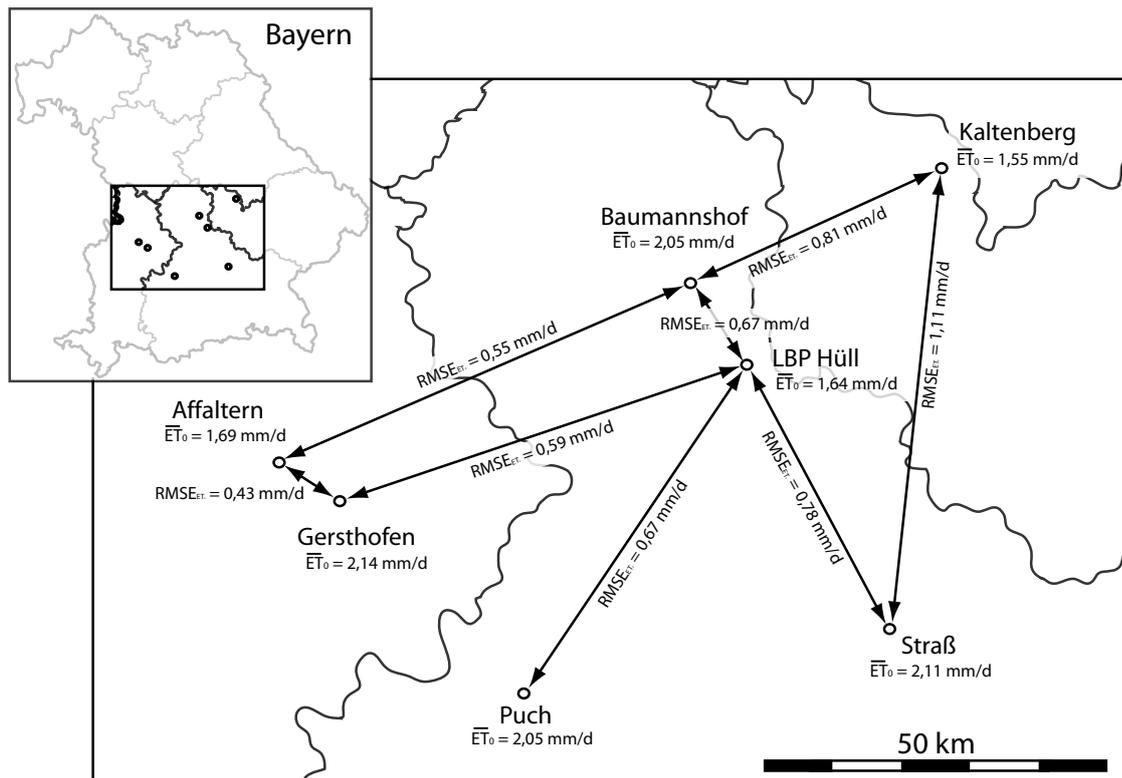


Abb. 50: Beispiel für die kleinräumige Variabilität der Referenzevapotranspiration ET_0 am Beispiel einer Auswahl von Klimamessstationen des Agrarmeteorologischen Messnetzes Bayern: selbst bei geringen Stationsabständen (z.B. Affaltern-Gersthofen, Baumannshof-LBP-Hüll) sind noch deutliche Abweichungen erkennbar.

7.3 Räumliche Variabilität des Niederschlags

Die Analyse der Variabilität des Niederschlages wurde analog zur Analyse der Variabilität der Referenzevapotranspiration ET_0 (Kap. 7.2) durchgeführt. Auch hier wurden Vergleiche zwischen den täglichen Niederschlagsmesswerten über alle 90 Messstationen durchgeführt (Tab. 9). Aus diesen 4005 resultierenden Vergleichsreihen wurden die Kombinationen innerhalb der einzelnen Regierungsbezirke (Tab. 10) und Landkreise (Tab. 11) gefiltert und gruppiert. Erwartungsgemäß ergibt sich für die kleinräumige Variabilität der Niederschläge mit einem \overline{RMSE} von $4,66 \frac{mm}{d}$ für Bayern, $3,50 \frac{mm}{d}$ für die Regierungsbezirke und $2,82 \frac{mm}{d}$ für die Landkreise ein wesentlich höherer Wert als für die kleinräumige Variabilität von ET_0 . Allerdings verringert sich der Unterschied zwischen den Variabilitäten, wenn ein größerer Beobachtungszeitraum, wie z.B. eine Woche oder ein Monat, zugrundegelegt wird (vgl. Tab. 5 und 9). Die Unterschiede in den Niederschlägen scheinen sich folglich bei größeren Zeiträumen stärker zu nivellieren.

Tabelle 9: Die täglichen Niederschlagswerte von jedem der 90 Messstandorte wurden mit den Werten der 89 anderen Standorte verglichen und der RMSE sowie das Bestimmtheitsmaß B gebildet. Alle 4005 resultierenden RMSE- bzw. B-Werte wurden gemittelt und die jeweilige Standortabweichung σ errechnet (Zeitraum Jan. 2001 - Okt. 2004).

	\overline{RMSE}	σ	\overline{B}	σ
Tageswerte	4,66 $\frac{mm}{d}$	$\pm 1,08 \frac{mm}{d}$	0,31	$\pm 0,17$
Wochenmittel	1,94 $\frac{mm}{d}$	$\pm 0,54 \frac{mm}{d}$	0,49	$\pm 0,17$
Monatsmittel	1,12 $\frac{mm}{d}$	$\pm 0,43 \frac{mm}{d}$	0,50	$\pm 0,19$

Tabelle 10: Variabilität der täglichen Niederschläge innerhalb der einzelnen Regierungsbezirke; über die Einzelwerte RMSE und B innerhalb eines Bezirks wurde das Mittel gebildet und die Standardabweichung σ errechnet.

Regierungsbezirk	\overline{RMSE}	σ	\overline{B}	σ
Mittelfranken	2,70 $\frac{mm}{d}$	$\pm 0,33 \frac{mm}{d}$	0,62	$\pm 0,08$
Niederbayern	3,87 $\frac{mm}{d}$	$\pm 0,63 \frac{mm}{d}$	0,53	$\pm 0,10$
Oberbayern	4,07 $\frac{mm}{d}$	$\pm 0,91 \frac{mm}{d}$	0,51	$\pm 0,14$
Oberfranken	3,30 $\frac{mm}{d}$	$\pm 0,45 \frac{mm}{d}$	0,56	$\pm 0,10$
Oberpfalz	3,48 $\frac{mm}{d}$	$\pm 0,38 \frac{mm}{d}$	0,51	$\pm 0,10$
Schwaben	4,08 $\frac{mm}{d}$	$\pm 1,06 \frac{mm}{d}$	0,55	$\pm 0,12$
Unterfranken	2,99 $\frac{mm}{d}$	$\pm 0,61 \frac{mm}{d}$	0,55	$\pm 0,12$
Mittel	3,50 $\frac{mm}{d}$		0,55	

Tabelle 11: Variabilität der täglichen Niederschläge innerhalb der einzelnen Landkreise; für Landkreise, in denen sich mehr als **zwei** Messstationen (und damit mehr als **ein** Stationspaar) befinden, wurden die Einzelwerte RMSE und B gemittelt und die Standardabweichung σ errechnet (Zeitraum Jan. 2001 - Okt. 2004).

Landkreis	\overline{RMSE}	σ	\overline{B}	σ
A	2,65 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,08 $\frac{mm}{d}$	0,75	\pm 0,02
AN	2,62 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,34 $\frac{mm}{d}$	0,66	\pm 0,06
BA	3,09 $\frac{mm}{d}$		0,60	
BT	2,81 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,46 $\frac{mm}{d}$	0,69	\pm 0,07
DEG	2,86 $\frac{mm}{d}$		0,73	
DLG	2,72 $\frac{mm}{d}$		0,73	
ED	2,76 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,26 $\frac{mm}{d}$	0,73	\pm 0,04
FFB	2,66 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,14 $\frac{mm}{d}$	0,80	\pm 0,03
FO	2,81 $\frac{mm}{d}$		0,71	
FS	1,43 $\frac{mm}{d}$		0,91	
KEH	2,91 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,16 $\frac{mm}{d}$	0,67	\pm 0,05
MIL	2,28 $\frac{mm}{d}$		0,76	
MN	4,01 $\frac{mm}{d}$		0,65	
ND	2,71 $\frac{mm}{d}$		0,63	
NEA	2,47 $\frac{mm}{d}$		0,68	
NM	2,80 $\frac{mm}{d}$		0,70	
PA	4,14 $\frac{mm}{d}$		0,61	
PAF	2,25 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,30 $\frac{mm}{d}$	0,79	\pm 0,04
PAN	3,26 $\frac{mm}{d}$		0,65	
R	2,55 $\frac{mm}{d}$		0,68	
SAD	2,86 $\frac{mm}{d}$		0,67	
STA	4,45 $\frac{mm}{d}$		0,57	
SW	2,26 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,30 $\frac{mm}{d}$	0,70	\pm 0,06
WÜ	2,19 $\frac{mm}{d}$	\pm 0,28 $\frac{mm}{d}$	0,69	\pm 0,08
Mittel	2,82 $\frac{mm}{d}$		0,70	

7.4 Szenariorechnung

Um die Bedeutung der kleinräumigen Variabilität der Klimadaten auf die möglichen Ergebnisse einer Umweltbewertung zu demonstrieren, wurde mit **jemih** ein einfacher Vergleich zwischen vier Standorten durchgeführt. Durch eine sehr enge Wahl der Bilanzgrenzen wurde die Komplexität der zu vergleichenden Systeme so weit wie möglich eingegrenzt, um den Einfluss der Variabilität der Klimadaten nicht durch andere Einflussfaktoren zu überlagern oder zu verdecken. Als Bilanzebene wurde daher jeweils eine Einzelfläche (**Acreage**) und als Bilanzzeitraum ein einzelner Monat gewählt (Juli 2003). Für jeden der vier Standorte wurden zwei Flächenkomponenten untersucht, die sich in ihren Bodeneigenschaften (schwerer und leichter Boden) unterscheiden. Auf allen acht Flächen wird Blumenkohl (*Brassica oleracea botrytis*) kultiviert und zwar in einem Anbauzeitraum von Anfang Mai 2003 bis Ende August 2003. Alle Kulturen wurden nach folgender Strategie bewässert: der durchwurzelte Bodenhorizont (0 – 30 cm) muss eine minimale Feuchte von 70 % der nutzbaren Feldkapazität aufweisen. Bei einer Unterschreitung dieses Wertes erfolgt eine Bewässerung mit 20 mm. Die vier Messstandorte (LBP Hüll, Baumannshof, Kaltenberg und Straß) liegen räumlich relativ dicht beieinander, weisen aber zum Teil starke Variabilitäten hinsichtlich der Evapotranspiration ET_0 auf (siehe Abb. 50). Die bei der Szenariorechnung verwendeten Systemparameter sind noch einmal in Tabelle 12 zusammengefasst.

Abbildung 51 zeigt die Bilanzergebnisse der Szenariorechnung. Vor allem für den leichten Sandboden ergeben sich sehr starke Unterschiede hinsichtlich der Bewässerungs- und der Auswaschungsmenge. Diese Unterschiede können nicht allein auf die jeweiligen Summen der Niederschläge und der Evapotranspiration zurückgeführt werden. Vielmehr spielt die zeitliche Verteilung dieser Flussgrößen und die von den kleinklimatischen Rahmenbedingungen abhängige Bewässerung hierbei eine bedeutende Rolle. Bei einem schweren Boden sinkt die Gefahr einer Auswaschung, da der Boden durch eine höhere Kapazität kleinere Schwankungen besser puffern kann. Trotzdem ist zwischen den Standorten eine deutliche Abweichung auf niedrigem Niveau zu erkennen. So ist die Auswaschungsmenge für den Standort Straß (28,3 mm) im Untersuchungszeitraum dreimal so hoch wie für den Standort Kaltenberg (9,2 mm).

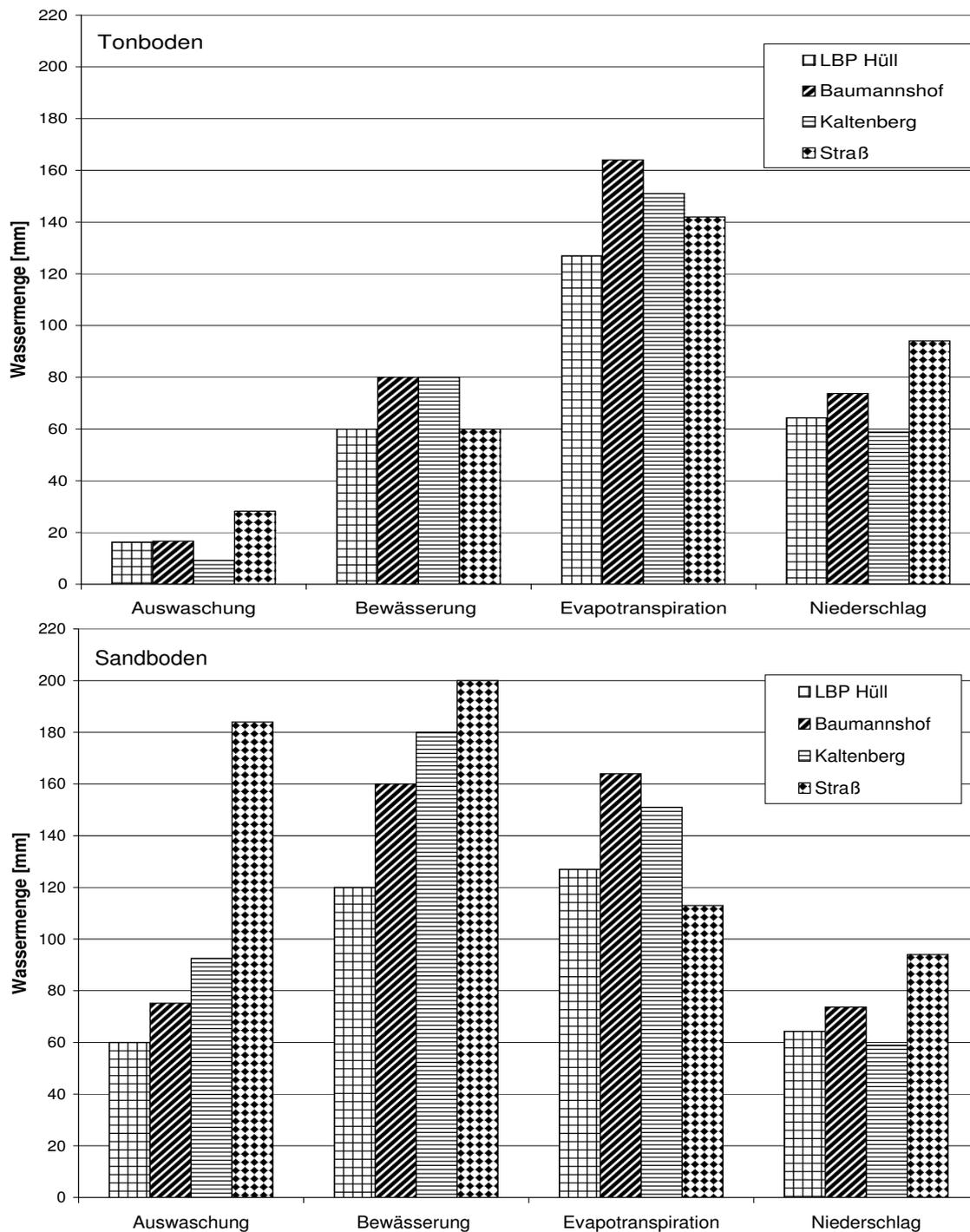


Abb. 51: Vor allem für den leichten Sandboden, aber auch für den Tonboden variieren die Werte für Bewässerung und Auswaschung selbst für nahe zusammenliegende Klimastandorte relativ stark. Die Variation erschließt sich dabei nicht unmittelbar aus den jeweiligen Summen der Niederschläge und der Evapotranspiration. Vielmehr spielt die zeitliche Verteilung von Niederschlägen, Evapotranspiration und Bewässerungsmaßnahmen eine entscheidende Rolle.

Tabelle 12: Systemparameterwerte für die Szenariorechnung; bei den zu vergleichenden Systemen ($\hat{=}$ in diesem Fall Flächen) wurde nur die Klimamessstation (vier Standorte) und die Bodenart (zwei Bodenarten) variiert. Die übrigen Parameter waren konstant. Die Bewässerung wurde nach untenstehender Bewässerungsstrategie dem jeweiligen Bedarf angepasst. Die Detailparameter (Evapotranspirationskoeffizienten, Feldkapazitäten etc.) sind bei Bedarf der Komponentenbibliothek in `jemih` zu entnehmen.

Systemparameter	Parameterwert
Bilanzebene	Fläche (Acreage)
Bilanzzeitraum	01. Juli 2003 - 31. Juli 2003
Klimadatenplugin	RMIPugin
ET ₀ -Plugin	PenmanMonteithModel
k _c -Plugin	DualCropCoefficientModel
Bodenfeuchte-Plugin	SimpleLayerModel
Bodenarten	Sand Ton
Klimastationen	LBP Hüll Baumannshof Kaltenberg Straß
Kultur	<i>Brassica oleracea botrytis</i> (Blumenkohl)
Anbauzeitraum	01. Mai 2003 - 31. August 2003
Bewässerungsstrategie	die Feuchte der durchwurzelten Bodenschicht (0-30 cm im Beobachtungszeitraum) wird auf minimal 70 % der nutzbaren Feldkapazität gehalten. Bei einer Unterschreitung dieser Feuchte wird mit 20 mm bewässert.

8 Diskussion und Schlussfolgerungen

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Entwicklung eines Konzeptes für ein Umweltdokumentations- und -bewertungsverfahren für gartenbauliche Betriebe. Die wesentliche Schwierigkeit bestand dabei darin, die praktische Anwendbarkeit des Verfahrens zu gewährleisten, ohne gleichzeitig durch zu starke Vereinfachung und Pauschalisierung des zu bewertenden Systems „Gartenbaubetrieb“ die Aussagequalität des Verfahrens zu mindern. Diese Grundproblematik wurde in Form eines ausführlichen Anforderungskataloges in Kap. 5 konkretisiert, der als Zielvorgabe für die Entwicklung des Konzeptes diente. Anhand der prototypischen Implementierung *jemih* sollte der Nachweis der Umsetzbarkeit des Konzeptes erbracht werden. Im Folgenden wird erörtert, inwieweit das entwickelte Konzept die Zielerfordernisse erfüllt, und inwiefern sich der Prototyp *jemih* als Plattform für weitere Entwicklungen im Bereich des gartenbaulichen Umweltmanagements eignet.

8.1 Vollständigkeit und Erweiterbarkeit

Die Berücksichtigung aller relevanten Umweltaspekte ist eine der Grundanforderungen an ein BUIS (vgl. Kap. 5.1), die in der Literatur am häufigsten erwähnt wird. Da die Bestimmung der Relevanz eines Umweltaspekts auf einer subjektiven Bewertung und Einordnung beruht, ist eine Festlegung auf einen konkreten Katalog von zu berücksichtigenden Umweltaspekten nicht unbedingt sinnvoll. Die Forderung nach „Vollständigkeit“ wurde daher in Richtung einer „Vervollständigbarkeit“ modifiziert. Das BUIS muss folglich die Möglichkeit bieten, Umweltaspekte bei möglichst kleinem Implementierungsaufwand nachträglich in das Gesamtsystem einbinden zu können. Dies wurde bei der Entwicklung des Konzeptes und der prototypischen Implementierung dadurch erreicht, dass die Problematik der Umweltwirkungen eines gartenbaulichen Produktionssystems zunächst sehr abstrakt formuliert und technisch umgesetzt wurde.

Grundsätzlich kann eine Wirkung als Veränderung des Zustands eines Systems betrachtet werden. Bei einer Umweltwirkung ist das System die Umwelt. Die Zustandsänderung wird entweder durch die Entnahme von Ressourcen aus oder durch den Eintrag von Schadstoffen in die Umwelt verursacht. Diese Ein- und Austräge sind wiederum nichts anderes als stoffliche oder energetische Flüsse zwischen der Umwelt und dem Produktionssystem. Verursacht werden die Ein- und Austräge durch die Produktionsprozesse innerhalb des Produktionssystems. Auch diese Prozesse basieren auf stofflichen und energetischen Transport- und Transformationsvorgängen. Die qualitativen und quantitativen Eigenschaften dieser

Transport- und Transformationsvorgänge sind das Resultat der strukturellen und dynamischen Eigenschaften des Produktionssystems.

Eine Umweltwirkung kann prinzipiell auf drei Arten erfasst werden:

1. Direkte Messung der Umweltwirkung ($\hat{=}$ Zustandsänderung): Es gibt verschiedene Umweltwirkungen, die praktisch nicht messbar sind (z.B. Beitrag zum Treibhauspotential durch CO₂-Emissionen). In anderen Fällen ist eine Zustandsveränderung zwar messbar, aber nicht eindeutig den jeweiligen Verursachern zuzuordnen (z.B. Nitratgehalt in einem Oberflächengewässer bei mehreren landwirtschaftlichen oder gartenbaulichen Anrainern).
2. Direkte Messung der Ein- und Austräge: auch der Messung der Ein- und Austräge sind im Einzelfall praktische Grenzen gesetzt. So ist z.B. der Stickstoffeintrag in das Grundwasser zwar prinzipiell messbar, für die Anwendung im Praxisbetrieb ist dieser Ansatz aufgrund des Messaufwands aber ungeeignet.
3. Indirekte Erfassung der Umweltwirkung: die Ein- und Austräge resultieren aus den strukturellen und dynamischen Eigenschaften des Produktionssystems. Sind diese Eigenschaften bekannt, können durch die Anwendung entsprechender Schätzverfahren schwer erfassbare Größen abgeleitet werden.

Das entwickelte BUIS unterstützt grundsätzlich alle drei Ansätze. Ansatz 3 setzt allerdings die modellhafte Abbildung der komplexen Zusammenhänge stofflicher und energetischer Transportprozesse sowie der Transformationen innerhalb des Produktionssystems voraus. Das vorliegende Konzept orientierte sich dabei am Stock-Flow-Ansatz nach [FORRESTER \(1961\)](#). Das allgemeine Konzept der Stocks (Bestände) und Flows (Flüsse) wurde in `jemih` zunächst abstrakt umgesetzt. Die Einbindung konkreter Umweltaspekte stellt nur noch eine fachliche Spezialisierung dieses abstrakten Stock-Flow-Grundkonzeptes dar. Die Spezialisierung umfasst:

- die Definition aller für den Umweltaspekt relevanten Bestände und Flüsse,
- die Zuordnung der Bestände zu den einzelnen Komponententypen des `jemih`-Metamodells (`Acreage`, `Crop`, `Process` etc., vgl. Abb. 16),
- die Einbindung fachlicher Interfaces, die die Integration von Verfahren zur Quantifizierung der jeweiligen Stoff- und Energieflüsse und -bestände ermöglichen.

Der Ansatz, sämtliche Umweltaspekte durch ein generalisiertes und allgemeingültiges Grundmodell zu beschreiben, das im Einzelfall nur noch fachlich konkretisiert und spezialisiert

werden muss, gewährleistet die einfache Erweiterung des BUIS um zusätzliche Umweltaspekte. Technisch wird dieser Ansatz durch das Klassen- und Vererbungskonzept des verwendeten objektorientierten Implementierungsmodells unterstützt. Die Erweiterung setzt zumindest fundamentale Programmierkenntnisse voraus. Denkbar wäre allerdings eine Erweiterung des Prototyps um einen Editor, der eine einfache grafische Einbindung weiterer Umweltaspekte ermöglichen würde. Die Vervollständigung des Basissystems würde nur noch die entsprechenden fachlichen Kenntnisse erfordern. Technische Vorkenntnisse wären nicht mehr nötig.

8.2 Bewertungsansatz

Aktuell existiert eine Vielzahl verschiedenster Ansätze zur Umweltbewertung von Produktionssystemen. Die wichtigsten Basiskonzepte der Umweltbewertung sowie einige konkrete Beispiele von Umweltbewertungsverfahren im landwirtschaftlichen Bereich wurden in den Kapiteln 3.2 und 3.3 vorgestellt. Die Eignung der einzelnen Verfahren ist dabei abhängig von der Anwendbarkeit im jeweiligen Unternehmen bzw. der jeweiligen Organisation, vor allem aber von den Anforderungen der Adressaten der Umweltinformationen. Gerade die landwirtschaftlichen Ansätze bieten aufgrund meist statischer Bewertungsmaßstäbe kaum Möglichkeiten, den individuellen Anforderungen und variablen politischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen gerecht zu werden.

Bei der Entwicklung von *jemih* wurde daher versucht, die Aufgabe der Bewertung, die nur einen Teil des Funktionsumfangs eines BUIS darstellt, sowohl fachlich als auch technisch von den übrigen BUIS-Komponenten zu trennen. Diese klare Trennung ermöglicht die Anwendung beliebiger modularisierter Bewertungsschemata und gewährleistet die erforderliche Flexibilität bezüglich unterschiedlichster Anforderungen.

Im Rahmen der prototypischen Implementierung *jemih* wurde exemplarisch ein modularisiertes Bewertungsschema realisiert. Das Schema entspricht weitestgehend dem Ansatz der Umweltkennzahlen (Kap. 3.2.5), bei dem umfassende betriebliche Daten zu anschaulichen und knappen Kennzahlen verdichtet werden. Eine Bewertung im eigentlichen Sinne, also eine Einordnung der Kennzahlen (gut/schlecht), findet beim Umweltkennzahlensystem nicht statt. Technisch stellt eine entsprechende Bewertung der Kennzahlen (z.B. durch Wichtung, Gruppierung, Verrechnung mit einer Boniturskala, Vergleich mit Referenzwerten etc.) kein Problem dar. In *jemih* wurde zunächst auf einen derartigen Ansatz verzichtet, da eine Darstellung der Umwelleistung eines Betriebs in Form dimensionsloser und abstrakter „Noten“

weder die Transparenz und Anschaulichkeit noch die Aussagequalität des Verfahrens verbessert.

Den potentiellen alternativen Bewertungsschemata stehen grundsätzlich alle Informationen und Daten des *jemih*-Betriebsmodells als Bewertungsgrundlage zur Verfügung. Dies umfasst alle strukturellen Informationen, die Attributwerte der einzelnen Betriebskomponenten sowie die Bestands- und Flussgrößen des Systems. Für die Festlegung der räumlichen und zeitlichen Bewertungsgrenzen ist das Bewertungsschema verantwortlich, wobei die Bewertungsschnittstelle bereits einen Teil der Funktionalität zur Verfügung stellt, die bei der Umsetzung dieser Festlegung notwendig ist.

Ausschließlich energie- und stoffstrombasierte Bewertungsverfahren, wie die ökologische Buchhaltung (Kap. 3.2.2) oder das MIPS-Konzept (Kap. 3.2.3), lassen sich somit problemlos als eigenständige Bewertungsmodule auf die aktuelle Implementierung von *jemih* aufsetzen. In den Modulen sind im einzelnen nur noch

- die zu bewertenden Systemgrößen zu definieren (MIPS: Inputs; Ökologische Buchhaltung bzw. UBP-Methode: Inputs und Outputs)
- die Bewertungsfaktoren zu hinterlegen (MIPS: Materialinputfaktoren; Ökologische Buchhaltung bzw. UBP-Methode: Äquivalenzkoeffizienten bzw. Ökofaktoren)
- die Bewertungsalgorithmen zu implementieren (Verrechnung der Systemgrößen mit den Bewertungsfaktoren, entsprechend der Formeln 1, 2 und 3 in den Kapiteln 3.2.2 und 3.2.3)
- die Ergebnisdarstellung zu implementieren (grafische Ausgabe über das *jemih*-UI, Export in Datei, Druck etc.)

Einige der in Kap. 3.2 vorgestellten Umweltbewertungsverfahren basieren allerdings nicht (Sozialbilanzen, Kap. 3.2.1) oder nicht ausschließlich (Umweltkennzahlen, Kap. 3.2.5) auf stofflichen oder energetischen Größen, sondern beziehen (auch) betriebliche Maßnahmen zur Verbesserung der Umwelleistung in die Bewertung mit ein. Bei der Sozialbilanz werden die betrieblichen Maßnahmen anhand der finanziellen Aufwände quantifiziert, bei den Managementkennzahlen des Umweltkennzahlensystems werden v.a. informationelle Größen (Schulung, Kommunikation etc.) berücksichtigt. Das abstrakte Stock-Flow-Konzept ist prinzipiell auch auf solche nichtstofflichen bzw. -energetischen Größen übertragbar. Die Anwendung des Stock-Flow-Ansatzes auf monetäre Größen ist verhältnismäßig einfach umzusetzen (Bestand $\hat{=}$ Konto, Fluss $\hat{=}$ Transaktion, Aktiva $\hat{=}$ Inputs, Passiva $\hat{=}$ Outputs etc.). Für den Bereich der „Informationsflüsse“ wäre zunächst ein Konzept zur Quantifizierung der entsprechenden informationellen Größen zu entwickeln. Dabei handelt es sich aber

nicht um ein spezifisches Problem des vorgestellten Konzeptes, sondern um eine grundsätzliche Schwierigkeit im Bereich der Umweltbewertung. Inwieweit eine Formalisierung dieser informationellen Umweltaspekte möglich und sinnvoll ist, soll daher an dieser Stelle offen bleiben.

8.3 Integration in das Umfeld betrieblicher und überbetrieblicher Informationssysteme

Eine weitere Grundanforderung an das BUIS war die Möglichkeit, vor Ort (beim Anwender) vorhandene Datenpools erschließen zu können. Da weder die Art der Datenquelle (Datenbank, Internet, Datei, Messgerät, Schlagkartei, mathematisches Modell etc.), noch Details der technischen Implementierung (Datenbanktyp, Datenbankfabrikat, Dateiformat etc.) oder eine Definition der fachlichen Inhalte (Metainformationen) zu den jeweiligen Datenquellen bekannt sind, wurde ein Plugin-Ansatz realisiert, der eine einfache nachträgliche Anbindung erlaubt, ohne dass Änderungen an der Kernapplikation notwendig sind.

Fachliche Aspekte des abzubildenden Systems „Gartenbaubetrieb“ wurden in Form abstrakter Kommunikationsschnittstellen (Interfaces) definiert. Jede Schnittstelle gibt zunächst nur die elementaren Parameter vor, die die aus der Datenquelle zu importierende Daten eindeutig charakterisieren. Vergleichbar sind diese Kommunikationsschnittstellen mit einfachen, beschreibenden Funktionen, wie z.B.

$$ET_0(t) = f(t, Klima)$$

Die Anbindung einer Datenquelle erfolgt, indem der abstrakten Funktion $f(t, Klima)$ ein konkreter Algorithmus hinterlegt wird. Durch die Implementierung der Schnittstelle entsteht ein Plugin, das die erforderliche technische und fachliche Funktionalität bereitstellt. Der Applikationskern benötigt keinerlei Detailkenntnisse über die Datenquelle. Die zu verwendenden Plugins können beliebig ausgetauscht werden.

Im Rahmen der prototypischen Implementierung wurden v.a. mathematische Modelle, daneben auch je eine Datenbank/Internet-Anbindung (`RMIPlugin`, Kap. 6.6.1.1) bzw. eine Anbindung an das lokale Dateisystem (`ASCIIPugin`, Kap. 6.6.1.2), als fachliche Plugins realisiert. Zwischen den jeweils verfügbaren Plugins kann der Anwender über die `jemih`-Benutzerschnittstelle bequem auswählen. Eine Änderung der Schnittstellenbelegung führt dabei zu einer unmittelbaren Aktualisierung des Datenmodells und aller geöffneten Datenansichten.

Das entwickelte Plugin-Konzept ermöglicht somit die nachträgliche Anbindung betriebsindividueller Datenquellen. Auch auf Änderungen von Datenformaten, die sich beispielsweise bei einem Versionswechsel der externen Datenquellen ergeben, kann durch eine entsprechende Anpassung der jeweiligen Plugins relativ unkompliziert reagiert werden. Da die Plugin-Entwicklung von der Entwicklung der `jemih`-Kernapplikation entkoppelt ist, kann diese Aufgabe auch von Dritten, wie dem Anwender selbst oder den Anbietern der jeweiligen Datenverwaltungssysteme (Schlagkartei-, Messgeräthersteller) etc., übernommen werden.

8.4 Simulationsfähigkeit

Eine Simulation ist die experimentelle Analyse der Dynamik eines Systems an einem Modell. Die Dynamik des Systems „Gartenbaubetrieb“, d.h. die Veränderung und der Zustand von stofflichen und energetischen Beständen (Stocks) und Flüssen (Flows) über die Zeit, wird in `jemih` im wesentlichen über die Datenschnittstellen (Interfaces) abgebildet. Die Simulationsfähigkeit von `jemih` ist folglich abhängig von der Simulationsfähigkeit der im einzelnen verwendeten Schnittstellenimplementierungen (Plugins). Abgesehen von der Klimadatenschnittstelle `ClimateDataInterface` (beide verfügbaren Klimadaten-Plugins stellen Messdaten zur Verfügung, keine Modelldaten) existiert für jede fachliche Schnittstelle in `jemih` mindestens eine Implementierung, die auf einem Modellansatz beruht. Eine Änderung am Betriebsmodell (Struktur, statische oder dynamische Systemgrößen) führt in `jemih` automatisch zu einer Aktualisierung des Gesamtmodells. Die Anforderung nach der Simulationsfähigkeit des BUIS ist in der prototypischen Implementierung `jemih` damit erfüllt.

8.5 Transparenz

Wie verfahrensvergleichende Untersuchungen zeigen (siehe Kap. 3.3) kann die Anwendung unterschiedlicher landwirtschaftlicher Umweltbewertungsverfahren auf das gleiche Produktionssystem zu teilweise erheblich voneinander abweichenden Bewertungsaussagen führen. Dies mag angesichts des grundsätzlich subjektiven Charakters einer Bewertung nicht verwundern. Problematisch wird dieser Sachverhalt allerdings dann, wenn die Unterschiede nicht nachvollziehbar und erklärbar sind, weil dem Anwender bzw. der Zielgruppe der Umweltinformationen keinerlei Einblick in die zugrundeliegenden Bewertungsvorgänge gewährt wird.

In *jemih* wurde daher versucht, alle im Rahmen der Dokumentation und Bewertung relevanten Detailgrößen zugänglich und die Teilvorgänge möglichst transparent zu machen. Dazu wurden verschiedene Datenansichten in der Benutzerschnittstelle realisiert, mit denen die unterschiedlichen strukturellen, statischen und dynamischen Detailgrößen des Betriebsmodells je nach Bedarf visualisiert werden können. Neben den betriebspezifischen Größen greift *jemih* bei der Umweltdokumentation und -bewertung auf Expertenwissen zurück, das entweder in Form der Plugins (z.B. Modellalgorithmen) oder der Bibliothekskomponenten (Kulturparameter, Bodenparameter) hinterlegt ist. Die Quelle des jeweiligen Expertenwissens ist in den einzelnen Plugins bzw. Bibliothekskomponenten hinterlegt und über die entsprechende Detailansicht einsehbar. *jemih* gewährleistet somit eine größtmögliche Transparenz. Bei externen Programmkomponenten, wie den Plugins oder den Bewertungsschemata, liegt die Verantwortung zur Bereitstellung dieser Quellenangaben bei den jeweiligen Erstellern.

Eine große Transparenz führt nicht automatisch zu besseren Bewertungsaussagen. Allerdings können Schwächen und Fehler des Ansatzes sehr viel leichter erkannt und bei Bedarf korrigiert werden. Die starke Modularisierung des BUIS (Plugins, Bibliothekskomponenten) erlaubt zudem, Fehlerquellen soweit wie möglich innerhalb des Gesamtsystems zu isolieren und bei Bedarf die entsprechenden Module einfach durch bessere Alternativen zu ersetzen.

8.6 Klimatischer Einfluss auf die Umweltbewertung

Im Rahmen der Untersuchung des klimatischen Einflusses auf das Ergebnis einer Umweltbewertung gartenbaulicher Produktionssysteme (Kap. 7) wurden die verfügbaren Modellansätze zur Abschätzung der Referenzevapotranspiration ET_0 evaluiert. Für 90 Messstationen des Agrarmeteorologischen Messnetzes Bayern wurden zunächst die täglichen ET_0 -Werte (Jan. 2000 - Okt. 2004) mit allen vier verfügbaren Schätzverfahren (FAO 56 Penman-Monteith, Hargreaves, Turc, Priestley-Taylor) berechnet. Die Ergebnisse der Verfahren Hargreaves, Turc und Priestley-Taylor wurden daraufhin mit denjenigen des als Referenzverfahren (siehe Kap. 7.1) geltenden Penman-Monteith-Modells verglichen. Aus den großen Abweichungen gegenüber den Penman-Monteith-Werten kann geschlossen werden, dass v.a. für das Hargreaves-Modell, aber auch für den Ansatz nach Priestley-Taylor eine regionale Korrektur für mitteleuropäische Standorte zwingend erforderlich ist. Turc zeigt auch ohne Korrektur (abgesehen von der in Kap. 6.6.4.1 beschriebenen Anpassung des Plugins für Temperaturen unter $0^\circ C$) Ergebnisse, die den Werten von Penman-Monteith bereits sehr nahe kommen.

Im nächsten Schritt wurde für die drei Modelle Hargreaves, Turc und Priestley-Taylor eine lineare Regression gegen Penman-Monteith durchgeführt. Durch die Anwendung der Regression konnten die Ergebnisse für Hargreaves und Priestley-Taylor dramatisch verbessert werden. Die Verwendung stationsspezifischer Regressionsparameter führt im Vergleich zur Verwendung der über alle Stationen gemittelten Regressionsparameter im Schnitt nur noch zu einer verhältnismäßig geringen Verbesserung. Turc liegt den Ergebnissen von Penman-Monteith am nächsten. Priestley-Taylor liefert ähnlich gute Werte wie Turc, allerdings erfordert die Anwendung von Priestley-Taylor gegenüber dem Turc-Verfahren zusätzlich die Erfassung der täglichen Einstrahlung. Priestley-Taylor stellt nur geringfügig niedrigere Anforderungen an die Klimadatenerfassung als das Penman-Monteith-Verfahren (Penman-Monteith erfordert darüberhinaus die Erfassung der durchschnittlichen täglichen Windgeschwindigkeit). Hargreaves fällt gegenüber Turc und Priestley-Taylor ein wenig ab. Allerdings sind für Hargreaves auch die Anforderungen an die Klimadatenerfassung am niedrigsten (nur Minimum und Maximum der Lufttemperatur).

Welches Verfahren zur Ermittlung der Referenzevapotranspiration ET_0 letztlich die höchste Anwendungseignung aufweist, ist im jeweiligen Einzelfall zu entscheiden. Allgemein gilt das Penman-Monteith-Modell als das Standardverfahren, das die besten Ergebnisse liefert. Penman-Monteith setzt aber die Erfassung der Klimagrößen Lufttemperatur, Luftfeuchte, Einstrahlung und Windgeschwindigkeit voraus. Eine Klimadatenerfassung vor Ort führt aufgrund des damit verbundenen Messaufwands zu relativ hohen Kosten. Gleichzeitig ist die Gefahr von Messfehlern umso höher, je mehr Messgeräte zum Einsatz kommen. Der Vorteil einer hohen Schätzgenauigkeit, die sich durch die Verwendung des Penman-Monteith-Modells erzielen lässt, kann durch eventuelle Messfehler schnell verloren gehen oder sich gar ins Gegenteil verkehren. Alternativ bietet sich daher der Einsatz des Turc- oder des Hargreaves-Modells an. Hargreaves liefert zwar etwas schlechtere Ergebnisse als Turc, erfordert aber auch nur die (messtechnisch vergleichsweise unproblematische) Erfassung der Lufttemperatur, während für Turc zusätzlich die Luftfeuchtigkeit erfasst werden muss. Priestley-Taylor liefert fast so gute Ergebnisse wie Turc. Der Messaufwand ist aber gleichzeitig höher als bei Turc. Daher ist Turc dem Priestley-Taylor-Modell eindeutig vorzuziehen.

Anschließend wurde untersucht, welche Bedeutung der kleinräumigen Variabilität der Klimagrößen Referenzevapotranspiration und Niederschlag zukommt. Zu diesem Zweck wurden die Unterschiede sowohl der täglichen ET_0 - (nach Penman-Monteith) als auch der täglichen Niederschlagswerte zwischen insgesamt 90 Messstandorten des Agrarmeteorologischen Messnetzes Bayern analysiert. Die über ganz Bayern verteilten Messstandorte wurden zusätzlich nach kleineren räumlichen Einheiten (Regierungsbezirke und Landkreise)

gruppiert und die Unterschiede innerhalb dieser Einheiten untersucht. Sowohl für die Evapotranspiration als auch für den Niederschlag ergeben sich für alle drei Auswertungsebenen (Bundesland Bayern, Regierungsbezirke, Landkreise) erhebliche Abweichungen zwischen den einzelnen Standorten. Bei einer zeitlichen Auflösung von einem Tag liegt die mittlere Abweichung ($RMSE$) der Niederschläge auf allen drei Ebenen ca. siebenmal so hoch wie die mittlere Abweichung der Referenzevapotranspiration. Wird die zeitliche Auflösung auf eine Woche bzw. einen Monat verringert, sinkt dieses Verhältnis von Faktor sieben auf einen Faktor vier bzw. auf knapp drei. Die Variabilität des Niederschlages nivelliert sich offensichtlich über die Zeit stärker als die Variabilität der Referenzevapotranspiration. Mit einem durchschnittlichen \overline{RMSE} von $0,45 \frac{mm}{d}$ liegt die räumliche Variabilität der Referenzevapotranspiration innerhalb der einzelnen Landkreise auf einem ähnlichen Niveau, das sich bei Verwendung der vereinfachten Schätzverfahren Hargreaves ($0,54 \frac{mm}{d}$) und Turc ($0,38 \frac{mm}{d}$) gegenüber Penman-Monteith ergibt.

Die mögliche Auswirkung der kleinräumigen Variabilität der Referenzevapotranspiration und des Niederschlages auf die Aussage einer Umweltbewertung wurde anhand einer Szenariorechnung mit *jemih* demonstriert. Dabei wurde die Bilanzgröße Wasser für eine Anbaufläche an vier verschiedenen Standorten (Abstand zwischen 15 und 55 km) untersucht. Die anfallende Sickerwassermenge, eine Größe die den Nitratreintrag ins Grundwasser entscheidend beeinflusst, variiert zwischen den Standorten um bis zu 200 %. Dies weist auf eine hohe Bedeutung einer möglichst standortnahen Klimadatenerfassung und gleichzeitig auf die Notwendigkeit einer betriebsspezifischen Vorgehensweise bei der Umweltbewertung gartenbaulicher Produktionssysteme hin.

8.7 Anwendbarkeit

Ein zentrales Anliegen bei der Entwicklung des BUIS-Konzeptes war die praktische Anwendbarkeit des Systems trotz einer großen fachlichen Komplexität der abzubildenden Umweltproblematik und dem damit verbundenen hohen Datenerfassungs- und -verwaltungsaufwand. Durch folgende Maßnahmen wurde diesem Entwicklungsziel Rechnung getragen:

- Der Aufwand für den Anwender (Betriebsleiter, Berater etc.) von **jemih** ist im wesentlichen auf die Definition statischer Merkmale des abzubildenden Produktionssystems beschränkt. Diese statischen Merkmale umfassen einerseits die Systemstruktur (vorhandene Anbauflächen, Flächenbelegung, Kulturmaßnahmen etc.), andererseits die Attribute der einzelnen Systemelemente. Die durch den Anwender zu spezifizierenden Elementattribute beschränken sich auf einfache und anschauliche Größen (z.B. Flächengröße, Kulturart, Kulturzeit), die kein spezifisches Fachwissen voraussetzen.
- Das notwendige Expertenwissen wird auf folgenden Ebenen in das BUIS eingebracht:
 1. die Schnittstellenimplementierungen zur Abbildung der dynamischen Systemgrößen (Plugins)
 2. die austauschbaren Bewertungsmodule
 3. die in der Komponentendatenbank hinterlegten Standardkomponenten, die notwendige Detailparameter kapseln (Komponenten vom Typ **CropSpecies** (Kulturart) beinhalten z.B. kulturartspezifische Evapotranspirationsparameter, Wachstumsparameter etc.)
 4. die im **jemih** Metamodell hinterlegte Stock-Flow-Grundstruktur der implementierten Umweltaspekte

Auf allen vier Ebenen ist das BUIS mit technisch geringem Aufwand erweiterbar.

In der vorliegenden prototypischen Implementierung **jemih** ist bislang nur der automatisierte Import der dynamischen Systemgrößen (Stocks/Bestände, Flows/Flüsse) über die Plugins vorgesehen. Allerdings kann auch die Erfassung struktureller Aspekte, hier vor allem die Abbildung der einzelnen Kulturmaßnahmen und Produktionsvorgänge (z.B. Bewässerungsprozesse, Düngung etc.), zu einem erheblichen Arbeitsaufwand führen. Entsprechende Daten sind z.T. bereits in Schlagkarteien oder anderen betrieblichen Informationssystemen verfügbar. Fachlich ist eine Anbindung an diese Datenquellen einfacher zu realisieren als die Anbindung der Stock/Flow-Datenquellen, da hier die Problematik der zeitlichen Auflösung und möglicher Rückkopplungseffekte entfällt. Auch technisch ist eine solche Anbindung nicht prinzipiell mit einem höheren Implementierungsaufwand verbunden. Voraussetzung

ist, dass die betreffenden Datenquellen von außen zugänglich und die notwendigen Metainformationen für die Implementierung der entsprechenden Module bekannt sind. Hinsichtlich der Offenlegung der zumeist proprietären Datenverwaltungsformate zeigen sich die Hersteller der verschiedenen betrieblichen Informationssysteme im Allgemeinen aber zurückhaltend.

Anhand der prototypischen Implementierung *jemih* konnte gezeigt werden, dass eine betriebsindividuelle Umweltbewertung gartenbaulicher Produktionssysteme mit verhältnismäßig geringem Aufwand für den Einzelbetrieb durchgeführt werden kann. Die Flexibilität auf Ebene der Datenerfassung und der Systembewertung erlaubt zudem, das BUIS sowohl an die individuellen betrieblichen Möglichkeiten als auch an die spezifischen inhaltlichen Anforderungen der Adressaten anzupassen.

9 Zusammenfassung

In den letzten Jahren ist der Druck auf landwirtschaftliche und gartenbauliche Erzeuger gestiegen, Aspekte des Umweltschutzes in unternehmerische Entscheidungen einzubeziehen. Dieser Druck, der nicht nur vom Endverbraucher, sondern auch vom Gesetzgeber, von der Nahrungsmittelindustrie und dem Lebensmitteleinzelhandel ausgeht, führt zu einer steigenden Nachfrage nach Informationen zur „ökologischen Qualität“ landwirtschaftlicher und gartenbaulicher Erzeugnisse und der zugrundeliegenden Produktionsprozesse. Derzeit existiert eine Vielzahl allgemeiner methodischer Ansätze, die als Verfahren zur Bewertung der Umweltleistung diskutiert werden und vor allem im Bereich der industriellen Produktion häufig Anwendung finden. Während bereits verschiedene, den speziellen Anforderungen landwirtschaftlicher Produktionssysteme angepasste Umweltbewertungsverfahren verfügbar sind, ist eine entsprechende Entwicklung im Bereich der gartenbaulichen Produktion derzeit noch nicht erkennbar.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Entwicklung eines Konzeptes für ein EDV-gestütztes Verfahren zur Umweltdokumentation und -bewertung (BUIS) gartenbaulicher Produktionssysteme. Im Gegensatz zu den meisten der vorgestellten landwirtschaftlichen Bewertungsansätze, die sich in ihrer Umsetzung primär an den vorhandenen Möglichkeiten der Einzelbetriebe orientieren, stand beim Entwurf und der Implementierung des Gartenbau-BUIS auch die Nachfragerseite, d.h. die variablen Anforderungen potentieller Adressaten der Umweltinformationen als Entwicklungsrichtlinie im Vordergrund. Da das BUIS nicht nur das Informationsbedürfnis externer Zielgruppen befriedigen, sondern gleichzeitig den Betrieb bei der Entscheidungsfindung unterstützen soll, wurde ein systemanalytischer Ansatz gewählt, der zu einem besseren Verständnis der Kausalitäten und komplexen Wechselwirkungen innerhalb des Systems „Gartenbaubetrieb“ beiträgt. Um den Aufwand der Erfassung umweltrelevanter Daten zu minimieren, wurde darauf geachtet, dass das BUIS die Möglichkeit bietet, vor Ort verfügbare Datenquellen für die Umweltbewertung zu erschließen. Die modulare Anbindung vorhandener Datenquellen verringert nicht nur den Arbeitsaufwand, sondern macht den Anwendungskern des BUIS unabhängig von den einzelnen Erfassungsverfahren. Erweist sich eine Datenquelle, z.B. ein mathematisches Modell, ein Messverfahren etc., aus praktischen, technischen oder fachlichen Gründen als ungeeignet für den Einsatz im Rahmen des BUIS, so kann diese problemlos durch eine geeignetere Alternative ersetzt werden. Angesichts der Vielfalt gängiger Umweltbewertungsverfahren und der grundsätzlichen Subjektivität einer Bewertung wurde ein ähnlicher Plugin-Ansatz für den Bewertungsteil des BUIS verfolgt. Die eigentliche Bewertung wurde dazu komplett von der Datenerfassung und Systemmodellierung getrennt. Dies ermöglicht die Anwendung

ganz unterschiedlicher Bewertungsschemata (unterschiedliche methodische Ansätze, unterschiedliche Wertepools) auf die gesammelten Umweltdaten.

Als Nachweis für die Umsetzbarkeit des entwickelten Konzeptes dient die Referenzimplementierung `jemih`. Im Rahmen der Referenzimplementierung wurde der komplette Funktionsumfang des entwickelten Konzeptes realisiert. Als Umweltaspekte bildet `jemih` in der vorliegenden Version die Komplexe „Wasser“ und „Stickstoff“ ab. Als Erweiterungsmodule steht eine Auswahl an Plugins zur Datenerfassung sowie ein Bewertungsplugin zur Verfügung.

Abschließend wurde auf der Basis von `jemih` eine Analyse zur Bedeutung des Einflusses der klimatischen Rahmenbedingungen auf das Ergebnis einer Umweltbewertung durchgeführt. Als Klimagrößen standen die Referenzevapotranspiration ET_0 und der Niederschlag als wichtige Einflussfaktoren auf den Wasser- und damit auch auf den Stickstoffhaushalt eines gartenbaulichen Produktionssystems im Vordergrund. Zunächst wurde die Eignung der in `jemih` verfügbaren Plugins zur Abbildung der Referenzevapotranspiration (die Modelle FAO 56 Penman-Monteith, Hargreaves, Turc und Priestley-Taylor) untersucht. Dabei erwiesen sich vor allem das Turc-, aber auch das Hargreaves-Modell als mögliche Alternativen zum Standardverfahren Penman-Monteith, das gegenüber den beiden erstgenannten Ansätzen sehr viel höhere Anforderungen an die Klimadatenerfassung stellt. Voraussetzung für die Anwendung der Alternativverfahren ist eine regionale Kalibrierung der Originalmodelle. Anschließend wurde der Einfluss der kleinräumigen Variabilität der Klimagrößen ET_0 und Niederschlag anhand von Messdaten des Agrarmeteorologischen Messnetzes Bayern analysiert. Bereits für sehr geringe räumliche Abstände zwischen den Einzelstandorten ergeben sich zum Teil erhebliche Abweichungen hinsichtlich der Klimagrößen. Die Bedeutung dieser kleinräumigen Unterschiede wurde in einer abschließenden Szenariorechnung demonstriert. Das Ergebnis dieser Szenariountersuchung belegt die Notwendigkeit einer standortindividuellen Betrachtung bei der Implementierung von Umweltbewertungsansätzen im Gartenbau. Ein entsprechendes Konzept, das eben diese Grundanforderung der standortindividuellen Bewertung erfüllt, wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit erstellt und in Form des Prototyps `jemih` realisiert.

10 Summary

In the recent years substantial pressures are placed on agricultural and horticultural companies to consider environmental impacts of production as an important aspect in their business strategies. This pressure is exerted by customers as well as the food industry, retailers and governmental authorities and results in an increased demand for information on the "ecological quality" of agricultural and horticultural products and production systems. Beside of this (external) marketing purpose, comprehensive environmental information is required internally for weak-point analysis and improvement of the ecological performance on the farm-level.

At the moment a broad variety of different methods and instruments for environmental assessment is available. Especially in industrial production methods like Life Cycle Assessment (LCA), Environmental Performance Evaluation (EPE) or Ecological Bookkeeping are already widely used. Although there are some methodical approaches for use in agriculture, no method meeting the special requirements of environmental management and assessment in horticulture is available yet.

The aim of this report is the development of a concept for an environmental information management system software for horticultural companies. Beside of the practical usability, the satisfaction of the highly variable demands of the different interested parties (customers, food industry, governmental authorities etc.) of environmental issues was the primary objective of the management system. Additionally the software should support the user in decision making. Therefore a system modelling approach was selected that leads to a better understanding of the complex processes and interactions within the horticultural production system. To minimise the effort of environmental data collection the software provides a plugin-mechanism for the flexible integration of locally available data resources into the information management system. This mechanism also enables users to easily exchange plugins according to general conditions and individual requirements. Due to the subjective nature of "environmental assessment" and the multiplicity of available methods, a similar plugin approach was selected for the assessment task within the management system. Assessment therefore was strictly separated from data collection, so different assessment schemes may be applied.

As a proof for the technical feasibility of the concept the prototype *jemih* was implemented. *jemih* includes the complete basic functionality presented in the concept. "Water" and "nitrogen" are implemented as environmental aspects so far. The highly flexible and

extensible design of the `jemih`-framework allow for the easy integration of further environmental aspects. An assortment of different plugins for environmental data acquisition as well as one plugin for the task of environmental assessment is available.

Finally the impact of the local climate and weather conditions on the potential results of an environmental assessment approach was evaluated. Precipitation and reference evapotranspiration ET_0 were analysed as basic climate variables, as both variables have a vital influence on the water and therefore the nitrogen budget of a horticultural system. Initially the available plugins for the estimation of reference evapotranspiration (FAO 56 Penman-Monteith, Hargreaves, Turc and Priestley-Taylor) were evaluated. The Turc-model and to a lesser extent the Hargreaves-model showed good results compared to the Penman-Monteith-model. Although various publications show, that the Penman-Monteith formula estimates closest to values acquired by lysimetric measurement, both Hargreaves and Turc provide simple alternatives, that may be used in cases where the availability of weather data is limited. The results also show that the alternative estimation models, especially the Hargreaves formula, have to be calibrated regionally. Subsequently the spatial variability of precipitation and ET_0 was analysed by comparing data of 90 weather stations in Bavaria. The comparison shows that even for small distances between the stations there may be distinctive difference in precipitation and reference evapotranspiration. The possible impact of this variability was investigated by analysing four exemplary horticultural systems at four measurement sites. The outcome of the environmental assessment of the four sites show serious differences. These results indicate the strictly site-specific approach presented in this report is imperative in environmental assessment of horticultural production systems.

11 Literatur

- ALLEN, R., JENSEN, M., WRIGHT, J. und BURMAN, R. (1989): Operational estimates of reference evapotranspiration, *Agronomy Journal*, 81: S. 650–662.
- ALLEN, R., PEREIRA, L., RAES, D. und SMITH, M. (1998): FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56 - Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements, FAO Irrigation and Drainage Paper 56, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- ANTAL, A. B., DIERKES, M., MACMILLAN, K. und MARZ, L. (2002): Corporate social reporting revisited, *Journal of General Management*, 28 (2): S. 22–42.
- ARGENT, R. (2004): An overview of model integration for environmental applications - components, frameworks and semantics, *Environmental Modelling & Software*, 19: S. 219–234.
- AUERNHAMMER, H. (2002): Potentiale der automatischen Datenerfassung im landwirtschaftlichen Betrieb, in: *Landtechnik für Profis: mit mehr Wissen Land bewirtschaften*, Nr. 1659 in: VDI-Berichte, S. 31–45, Max-Eyth-Gesellschaft für Agrartechnik im VDI.
- BAER AG (2002): Sorgfalt als Prinzip oder wie wir unsere wirtschaftliche, soziale und ökologische Verantwortung wahrnehmen: Nachhaltigkeitsbericht 2002, URL: <http://www.baer.ch> [Stand: 12.10.2004].
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (LFL) (2004): Agrarmeteorologisches Messnetz Bayern, URL: http://www.stmlf-design2.bayern.de/lbp/agm/station/agm_start.html [Stand: 12.10.2004].
- BERG, E. und KUHLMANN, F. (1993a): Das Denken in Systemen, in: [BERG und KUHLMANN \(1993c\)](#), Kap. I/1, S. 1–16.
- BERG, E. und KUHLMANN, F. (1993b): Simulation - numerische Lösung dynamischer Systeme, in: [BERG und KUHLMANN \(1993c\)](#), Kap. III, S. 137–268.
- BERG, E. und KUHLMANN, F. (1993c): Systemanalyse und Simulation für Agrarwissenschaftler und Biologen, Eugen Ulmer, Stuttgart.
- BERG, E. und KUHLMANN, F. (1993d): Systematik dynamischer Modelle, in: [BERG und KUHLMANN \(1993c\)](#), Kap. I/2.2, S. 22–29.
- BOCKSTALLER, C., GIRARDIN, P. und VAN DER WERF, H. (1997): Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems, *European Journal of Agronomy*, 7: S. 261–270.
- BOCKSTALLER, C., REINSCH, M. und GIRARDIN, P. (2002): Anwendung des Verfahrens 'Agrarökologische Kenngrößen' - Vergleich mit dem Verfahren KUL - Übertragung auf andere Anbausysteme - Einsatz in sensiblen Gebieten - Übertragung auf EDV, Abschlußbericht, Institut Transfrontalier d'Application et de Development Agronomique (ITADA).

- BOSSEL, H. (1994): Vom Wirkungsgraph zum mathematischen Modell: Systemgrößen, Funktionen, Prozesse, Quantifizierung, in: *Modellbildung und Simulation - Konzepte, Verfahren und Modelle zum Verhalten dynamischer Systeme*, S. 77–138, Vieweg, Braunschweig, 2. Auflage.
- BRAUNSCHWEIG, A. und MÜLLER-WENK, R. (1993): *Ökobilanzen für Unternehmungen: Eine Wegleitung für die Praxis*, Paul Haupt Verlag.
- BREITSCHUH, G. und ECKERT, H. (2002): Das Umweltsicherungssystem Landwirtschaft (USL) - ein Verfahren zur Umweltverträglichkeitsanalyse landwirtschaftlicher Betriebe, in: *Landtechnik für Profis: mit mehr Wissen Land bewirtschaften*, Nr. 1659 in: *VDI-Berichte*, S. 47–67, Max-Eyth-Gesellschaft für Agrartechnik im VDI.
- BUDD, T. und PANDEY, R. (1995): Never mind the paradigm, what about multiparadigm languages?, *ACM SIGCSE Bulletin*, 27 (2): S. 25–30.
- BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDWIRTSCHAFT (BUWAL) (1990): *Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung*, Schriftenreihe Umwelt 133, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (BUWAL).
- BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDWIRTSCHAFT (BUWAL) (1998): *Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit: Ökofaktoren 1997*, Schriftenreihe Umwelt 297, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (BUWAL).
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2000): *Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland - Bericht der Bundesregierung*.
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM (BMU) und UMWELTBUNDESAMT (UBA) (Hrsg.) (2001): *Handbuch Umweltcontrolling*, Verlag Vahlen.
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM (BMU), UMWELTBUNDESAMT (UBA) (1997): *Leitfaden betriebliche Umweltkennzahlen*.
- BUNDESUMWELTMINISTERIUM (BMU) UND UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2001): *Betriebliche Umweltinformationssysteme*, in: [BUNDESUMWELTMINISTERIUM \(BMU\) und UMWELTBUNDESAMT \(UBA\) \(2001\)](#), Kap. 7.1, S. 575–595.
- BUTTERBRODT, D., DANNICH-KAPPELMANN, M. und TAMMLER, U. (1995): *Umweltmanagement - moderne Methoden und Techniken zur Umsetzung*, Kap. 4 Betriebliches Umweltinformationssystem, S. 25–32, Carl Hanser Verlag.
- CANON (SCHWEIZ) AG (2003): *Umweltbericht 2003 der Canon (Schweiz) AG*, URL: <http://www.canon.ch/> [Stand: 12.10.2004].
- CAPRETZ, L. (2003): A brief history of the object-oriented approach, *ACM SIGSOFT Software Engineering Notes*, 28 (2): S. 1–10.
- CHEN, P. P.-S. (1976): The entity relationship model: toward a unified view of data, *ACM Transactions on Database Systems*, 1: S. 9–36.

- COAD, P. und YOURDON, E. (1991): Object oriented analysis, Kap. Improving analysis, S. 8–40, Yourdon Press, Englewood Cliffs.
- DAHL, O.-J. (2002): The roots of object orientation: the Simula language, in: M. Broy und E. Dennert (Hrsg.), Software pioneers: contributions to software engineering, S. 78 – 90, Springer Verlag.
- DAHL, O.-J. und NYGAARD, K. (1966): SIMULA: an ALGOL-based simulation language, Communications of the ACM, 9 (9): S. 671 – 678.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DEVK) (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen, Bd. 238 von *DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft*, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1996): DIN EN ISO 14001: Umweltmanagementsysteme - Anforderungen mit Anleitung zur Anwendung.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1997): DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement - Ökobilanz - Prinzipien und allgemeine Anforderungen.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1998): DIN EN ISO 14041: Umweltmanagement - Ökobilanz - Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1999): DIN EN ISO 14031: Umweltmanagement - Umweltleistungsbewertung - Leitlinien.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2000a): DIN EN ISO 14042: Umweltmanagement - Ökobilanz - Wirkungsabschätzung.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2000b): DIN EN ISO 14043: Umweltmanagement - Ökobilanz - Auswertung.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2002): Ergonomische Anforderungen für Bürotätigkeiten mit Bildschirmgeräten.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2003): DIN EN ISO 14001: Umweltmanagementsysteme - Anforderungen mit Anleitung zur Anwendung (Entwurf).
- DIERKES, M., MARZ, L. und ANTAL, B. A. (2002): Sozialbilanzen. Konzeptioneller Kern und diskursive Karriere einer zivilgesellschaftlichen Innovation, Schriftenreihe der Abteilung 'Organisation und Technikgenese' des Forschungsschwerpunktes Technik-Arbeit-Umwelt FS II 02-105, Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung gGmbH (WZB).
- DROOGERS, P. und ALLEN, R. (2002): Estimating reference evapotranspiration under inaccurate data conditions, Irrigation and Drainage Systems, 16: S. 33–45.
- ECKERT, H. und BREITSCHUH, G. (1997): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL): Ein Verfahren zur Erfassung und Bewertung landwirtschaftlicher Umweltwirkungen, in: LEITHOLD et al. (1997).

- ECKERT, H., BREITSCHUH, G. und SAUERBECK, D. (1999): Kriterien umweltgerechter Landbewirtschaftung (KUL) - ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben, *Agrarbiological Research*, 52 (1): S. 57–76.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2004): EU register of EMAS organisations,
URL: http://europa.eu.int/comm/environment/emas/about/participate/sites_en.htm [Stand: 12.10.2004].
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (EG) (2001): Verordnung (EG) Nr. 761/2001 des europäischen Parlaments und des Rates vom 19. März 2001 über die freiwillige Beteiligung von Organisationen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung (EMAS),
URL: http://europa.eu.int/comm/environment/emas/index_en.htm [Stand: 13.10.2004].
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (EG) (2002): Umweltauditgesetz (UAG) - Gesetz zur Ausführung der Verordnung (EG) Nr. 761/2001 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. März 2001 über die freiwillige Beteiligung von Organisationen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung (EMAS), in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. September 2002, BGBl. I S. 3490.
- EUROPÄISCHE WIRTSCHAFTSGEMEINSCHAFT (EWG) (1993): Verordnung (EWG) Nr. 1836/93 des Rates vom 29. Juni 1993 über die freiwillige Beteiligung gewerblicher Unternehmen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung,
URL: http://europa.eu.int/comm/environment/emas/documents/legislative_en.htm [Stand: 13.10.2004].
- FELLER, C. und FINK, M. (1996): Nitrogen uptake of vegetable crops estimated by means of simple mathematical models, *Acta Horticulturae*, 428: S. 243–251.
- FELLER, C. und FINK, M. (2002): Nitrogen uptake by table beet - validation of a model, *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 127 (6): S. 1013–1017.
- FINK, M. und FELLER, C. (1998): An empirical model for describing growth and nitrogen uptake of white cabbage (*Brassica oleracea* var. *capitata*), *Scientia Horticulturae*, 73 (2): S. 75–88.
- FINK, M. und SCHARPF, H. (1993): N-Expert - a decision support system for vegetable fertilization in the field, *Acta Horticulturae*, 339: S. 67–74.
- FORRESTER, J. (1961): Structure of a dynamic system model, in: *Industrial dynamics*, Kap. 6, S. 67–72, MIT Press, Cambridge, Massachusetts.
- FRÖHLICH, G. (2001): Modellierung, Realisierung und Validierung eines offenen Managementsystems für agrarmeteorologische Messdaten, Dissertation, Lehrstuhl für Landtechnik der Technischen Universität München.

- FRISCHKNECHT, R., JUNGBLUTH, N., ALTHAUS, H.-J., DOKA, G., HECK, T., HELLWEG, S., HISCHIER, R., NEMECEK, T., REBITZER, G. und SPIELMANN, M. (2004): Overview and methodology, Nr. 1 in: Ecoinvent Report, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- FRITSCH, U., GENSCHE, C., JENSEIT, W., HOCHFELD, C., KNIES, S., LENZ, V., RAUSCH, L., SCHMIED, M., SCHMIDT, K., SCHMITT, B., STAHL, H. und WIEGMANN, K. (2001): Globales Emissions-Modell integrierter Systeme - ein Computerprogramm zur Umweltanalyse von Energie-, Transport- und Stoffsystemen.
- GAMMA, E., HELM, R., JOHNSON, R. und VLISSIDES, J. (1994a): Behavioral patterns, in: GAMMA et al. (1994b), Kap. 4, S. 221–350.
- GAMMA, E., HELM, R., JOHNSON, R. und VLISSIDES, J. (1994b): Design patterns - elements of reusable object-oriented software, Addison-Wesley, Boston.
- GAMMA, E., HELM, R., JOHNSON, R. und VLISSIDES, J. (1994c): How design patterns solve design problems, in: GAMMA et al. (1994b), Kap. 1.6, S. 11–28.
- GEIER, U. (1999): Anwendung der Ökobilanz-Methode in der Landwirtschaft - dargestellt am Beispiel einer Prozeß-Ökobilanz konventioneller und organischer Bewirtschaftung, Dissertation, Landwirtschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- GEIER, U., FRIEBEN, B. und KÖPKE, U. (1999): Ökobilanz des Apfelanbaus: Vergleich integrierter und ökologischer Erzeugung - Konzept und erste Ergebnisse, in: H. Hoffmann und S. Müller (Hrsg.), Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, S. 147–150, Verlag Dr. Köster.
- GEORGE, B., REDDY, B., RHAGHUWANSHI, N. und WALLENDER, W. (2002): Decision support system for estimating reference evapotranspiration, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 128 (1): S. 1–10.
- GIEGRICH, J. (1997): Gegenüberstellung der Bewertungskonzepte für Agrar-Umweltindikatoren und bei Ökobilanzen, in: LEITHOLD et al. (1997).
- GIEGRICH, J., MAMPEL, U., DUSCHA, M., ZAZCYK, R., OSORIO-PETERS, S. und SCHMIDT, T. (1995): Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen. Evaluation von Bewertungsmethoden, Perspektiven, Endbericht des Instituts für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu) an das Umweltbundesamt (UBA) UBA Texte 23/95, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu), Heidelberg.
- HAAS, G. und WETTERICH, F. (1999): Ökobilanz der Umweltwirkung landwirtschaftlicher Betriebe im Allgäu, *Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung*, 12 (3): S. 368–377.
- HAASIS, H.-D. (1999): Anforderungen an Betriebliche Umweltinformationssysteme (BUIS), in: J. Lutz und K. Roth (Hrsg.), *Betriebliches Umweltmanagement. Grundlagen - Methoden - Praxisbeispiele*, Kap. 04.03, S. 1–13, Springer Verlag.

- HAASIS, H.-D., HILTY, L. M., KÜRZL, H. und RAUTENSTRAUCH, K. (1995): Anforderungen an Betriebliche Umweltinformationssysteme (BUI) und Ansätze zur Realisierung, in: C. Rautenstrauch und E. Rautenstrauch (Hrsg.), Betriebliche Umweltinformationssysteme (BUI) - Projekte und Perspektiven, Bd. 5 von *Umwelt-Informatik aktuell*, S. 7–25, Metropolis Verlag.
- HARGREAVES, G. und ALLEN, R. (2003): History and evaluation of hargreaves evapotranspiration equation, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 129 (1): S. 53–63.
- HARGREAVES, G. und SAMANI, Z. (1985): Reference crop evapotranspiration from temperature, *Applied Engineering in Agriculture*, 1 (2): S. 96–99.
- HILTY, M. (1995): Betriebliche und überbetriebliche Umweltinformationssysteme für das Stoffstrommanagement, in: M. Schmidt und A. Schorb (Hrsg.), Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits, S. 193–205, Springer Verlag.
- HÜLSBERGEN, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme, Habilitation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- HÄUSLEIN, A. (2004): Systemanalyse - Grundlagen, Techniken, Notierungen, VDE Verlag.
- IMBODEN, D. M. und KOCH, S. (2003): Systemanalyse - Einführung in die mathematische Modellierung natürlicher Systeme, Springer Verlag.
- JENSEN, M., BURMAN, R. und ALLEN, R. (1990a): Determining evapotranspiration, in: [JENSEN et al. \(1990b\)](#), Kap. 6, S. 85–163.
- JENSEN, M., BURMAN, R. und ALLEN, R. (1990b): Evapotranspiration and irrigation water requirements, Nr. 70 in: *ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice*, American Society of Civil Engineers.
- JOHNSON-LAIRD, P. (1983): Mental models - towards a cognitive science of language, inference, and consciousness, Kap. 1 The nature of explanation, S. 1–22, Cambridge University Press, Cambridge.
- KING, K. (1992): The evolution of the programming languages course, in: N. Dale (Hrsg.), *Proceedings of the twenty-third SIGCSE technical symposium on Computer science education*, S. 213 – 219, ACM Press.
- KLÖPPFER, W. und VOLKWEIN, S. (1995): Bilanzbewertung im Rahmen der Ökobilanz, in: K. Thome-Kozmiensky (Hrsg.), *Enzyklopädie der Kreislaufwirtschaft, Management der Kreislaufwirtschaft*, Kap. 6.4, S. 336–340, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik.
- KOCH, T. (1998): Agrar-Öko-Audit auf der methodischen Grundlage der 'Kriterien Umweltbelastung Landwirtschaft (KUL)', in: E. A. Spindler (Hrsg.), *Agrar-Öko-Audit*, Kap. 4 - Nahrungsmittelindustrie und Landwirtschaft, S. 401–410, Springer Verlag.

- KÜRZL, H. (1999): BUIS der 2. Generation - von funktionalen Lösungen zur Prozessintegration, in: M. S. Claus Rautenstrauch (Hrsg.), *Umweltinformatik 99 - Umweltinformatik zwischen Theorie und Industrieanwendung*, Bd. 23 von *Reihe Umweltinformatik aktuell*, S. 13–20, Metropolis Verlag.
- KUTSCHE, R.-D. und RÖTTGERS, J. (1999): Praxisgerechte Entwicklungsmethoden für Umweltinformationssysteme: Perspektiven für UIS 2000++, in: C. Rautenstrauch und M. Schenk (Hrsg.), *Umweltinformatik 1999 - Umweltinformatik zwischen Theorie und Industrieanwendung*, 13. Internationales Symposium 'Informatik für den Umweltschutz' der Gesellschaft für Informatik (GI) in Magdeburg, S. 149–162.
- LARMAN, C. (2001): *Applying UML and patterns: an introduction to object-oriented analysis and design and the unified process*, Kap. 30 *Designing the logical architecture with patterns*, S. 447–474, Prentice Hall PTR, Upper Saddle River, New Jersey, 2. Auflage.
- LEITHOLD, G., HÜLSBERGEN, K.-J., MICHEL, D. und SCHÖNMEIER, H. (1997): Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator, in: R. Diepenbrock, M. Kaltschmitt, H. Nieberg und G. Reinhard (Hrsg.), *Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen*, Bd. 5 von *Initiativen zum Umweltschutz*, Deutsche Bundesstiftung Umwelt.
- LEWIS, K. und BARDON, K. (1998): A computer-based informal environmental management system for agriculture, *Environmental Modelling & Software*, 13: S. 123–137.
- MEIER, A. und WÜST, T. (2000): Objektorientierte Modellierung, in: *Objektorientierte und objektrelationale Datenbanken*, Kap. 2, S. 11–52, dpunkt-Verlag, Heidelberg, 2. Auflage.
- MEYER-AURICH, A. (2003): Agrarumweltindikatoren auf betrieblicher Ebene - Vergleich verschiedener Ansätze zur Bewertung der Umweltleistung landwirtschaftlicher Betriebe, in: F. Isermeyer, J. Böttcher, V. Hoffmann, E. Kalm und A. Otte (Hrsg.), *Umweltindikatoren - Schlüssel für eine umweltverträgliche Land- und Forstwirtschaft*, Bd. 36 von *Agrarspektrum*, S. 51–62, Verlagsunion Agrar.
- MITCHELL, G., MAY, A. und McDONALD, A. (1995): PICABUE: a methodological framework for the development of indicators of sustainable development., *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 2: S. 104–123.
- MÜLLER-CHRIST, G. (2001a): Betriebliches Umweltinformations- und Umweltkommunikationsmanagement, in: [MÜLLER-CHRIST \(2001b\)](#), Kap. 6, S. 339–457.
- MÜLLER-CHRIST, G. (2001b): *Umweltmanagement*, Vahlens Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Verlag Vahlen.
- MÜLLER-CHRIST, G. (2001c): Umweltmanagementsysteme, in: [MÜLLER-CHRIST \(2001b\)](#), Kap. 3.5, S. 195–209.
- MÜLLER-WENK, R. (1982): *Die ökologische Buchhaltung*, Campus Verlag.

- NEWBOLD, M., LEWIS, K., TZILIVAKIS, J., FINCH, J., KÄHÖ, T., SKINNER, J. und BARDON, K. (1997): Options for informal environmental management: the agricultural industry highlighted, *Eco-Management and Auditing*, 4 (1): S. 22–27.
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD) (1997): Environmental indicators for agriculture: concepts and framework, Technical Report Volume 1, Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD).
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD) (2001): Environmental indicators for agriculture: methods and results, Technical Report Volume 3, Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD).
- PASCHOLD, P.-J., KLEBER, J. und MAYER, N. (2002): Geisenheimer Bewässerungssteuerung 2002, *Zeitschrift für Bewässerungswirtschaft*, 37 (1): S. 5–15.
- PEGLAU, R. (2003): Peglau-Liste,
URL: <http://www.14001news.de/> [Stand: 12.10.2004].
- PRESSMAN, R. (2001): Software engineering - a practitioner's approach, Kap. 20 Object-oriented concepts and principles, S. 541–569, McGraw-Hill Higher Education.
- PRIESTLEY, C. und TAYLOR, R. (1972): On assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters, *Monthly Weather Review*, 100 (2): S. 81–92.
- RITTHOF, M., ROHN, H. und LIEDTKE, C. (2002): MIPS berechnen - Ressourcenproduktivität von Produkten und Dienstleistungen, Wuppertal Spezial 27, Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH.
- SAARBERGWERKE AG (1974): Sozialbericht/Sozialbilanz für das Jahr 1973, Saarberg. Zeitschrift des Saarberg-Konzerns, IV/1974.
- SANDS, G. und PODMORE, T. (2000): A generalized environmental sustainability index for agricultural systems, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 79: S. 29–41.
- SCHALTEGGER, S., HERZIG, C., KLEIBER, O. und MÜLLER, J. (2002): Nachhaltigkeitsmanagement in Unternehmen - Konzepte und Instrumente zur nachhaltigen Unternehmensentwicklung, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bundesverband der Deutschen Industrie e.V. (BDI).
- SCHMIDT-BLEEK, F. (1993): Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS - Das Maß für ökologisches Wirtschaften, Birkhäuser Verlag.
- STEFFEN, G. und BORN, D. (1987): Betriebs- und Unternehmensführung in der Landwirtschaft, Eugen Ulmer.
- SUGAWARA, M. (1995): Tank model, in: *Computer Models of Watershed Hydrology*, Kap. 6, S. 165–214, Water Resources Publications.
- TISCHLER, K. (1996a): Betriebliche Umweltinformationssysteme, in: [TISCHLER \(1996b\)](#), Kap. 5, S. 287–377.
- TISCHLER, K. (1996b): *Ökologische Betriebswirtschaftslehre*, Oldenburg Verlag.

- TRAPP, S. und MATTHIES, M. (1996): Dynamik von Schadstoffen - Umweltmodellierung mit CemoS, Kap. 2: Kompartimentsysteme, S. 7–20, Springer Verlag.
- VENTURA, F., SPANO, D., DUCE, P. und SNYDER, R. (1999): An evaluation of common evapotranspiration equations, *Irrigation Science*, 18: S. 163–170.
- ŠTOFF, V. (1969): Modellierung und Philosophie, Kap. 1: Der allgemeine Begriff des wissenschaftlichen Modells, S. 17–50, Akademie-Verlag, Berlin.
- WILLIAMS, J. (1995): The Epic model, in: *Computer models of watershed hydrology*, Kap. 25, S. 909–1000, Water Resources Publications.
- WUPPERTAL INSTITUT FÜR KLIMA, UMWELT, ENERGIE GMBH (2004): MIPS online, URL: <http://www.wupperinst.org/Projekte/mipsonline/> [Stand: 12.10.2004].
- ZEIGLER, B. (1990): Object-oriented simulation with hierarchical, modular models, Kap. 1: Dimensions of knowledge representation, S. 1–16, Academic Press, Inc., Boston.

Anhang

Im Folgenden finden sich die Ergebnisse des Vergleichs zwischen dem Penman-Monteith-Verfahren und den alternativen Berechnungsmethoden nach Hargreaves, Turc und Priestley-Taylor. Dabei wurden für über 90 Standorte des Agrarmeteorologischen Messnetzes Bayern jeweils die Tages- ET_0 -Werte (nach FAO 56 Penman-Monteith, Hargreaves, Turc und Priestley-Taylor) für die Jahre 2000 bis 2004 errechnet und daraus die Regressionskoeffizienten a und b , der Bias (Formel 55), der *root mean square error* RMSE (Formel 54) und das Bestimmtheitsmaß (Formel 56) abgeleitet (siehe Kap. 7.1).

Tabelle 13: Vergleich der mit dem **Hargreaves**-Verfahren berechneten ET_0 -Werte mit den Werten nach FAO 56 Penman-Monteith für 90 Stationen des Agrarmeteorologischen Messnetzes Bayern (a , b = Regressionskoeffizient, $RMSE_N$ = RMSE für unkorrigierten ET_0 , $RMSE_{MR} = RMSE$ der mit den über alle Stationen gemittelten Regressionskoeffizienten \bar{a} und \bar{b} korrigierten ET_0 , $RMSE_R = RMSE$ der mit den stationsspezifischen Regressionskoeffizienten a und b korrigierten ET_0).

Messtation	Bias	$RMSE_N$	B	a	b	$RMSE_{MR}$	$RMSE_R$
Affaltern	3,94	5,19	0,90	0,33	3,16	0,55	0,47
Ainertshofen	3,83	4,93	0,84	0,62	2,81	0,60	0,61
Albertshofen	4,44	5,62	0,88	0,58	3,24	0,65	0,50
Almesbach	3,94	5,16	0,91	0,05	3,53	0,59	0,39
Asen	3,07	3,98	0,89	0,30	2,26	0,79	0,60
Aufseß	3,61	4,81	0,89	0,36	2,87	0,54	0,54
Bammersdorf	4,04	5,35	0,84	0,32	2,95	0,68	0,67
Baumannshof	3,98	5,07	0,93	0,37	2,80	0,45	0,45
Birkenmoor	3,97	5,12	0,92	0,34	2,83	0,47	0,47
Bonnhof	3,73	4,80	0,93	0,30	2,80	0,43	0,43
Buch	3,79	4,83	0,92	0,25	2,75	0,46	0,45
Bürg	3,82	4,82	0,91	0,55	2,65	0,49	0,49
Bürgstadt	4,23	5,41	0,88	0,45	3,26	0,62	0,48
Diétrichsdorf	3,84	4,90	0,88	0,54	2,84	0,53	0,53
Dürabuch	3,74	4,88	0,81	0,35	2,91	0,65	0,64
Ebertshausen	3,47	4,64	0,89	0,01	2,78	0,56	0,53
Edelshausen	4,04	5,13	0,90	0,49	2,94	0,50	0,48
Eggensee	3,56	4,66	0,93	0,15	2,84	0,44	0,43
Ehekirch	4,14	5,28	0,90	0,41	2,98	0,52	0,50
Eichenried	3,97	5,02	0,90	0,67	2,76	0,49	0,50
Engersdorf	3,59	4,64	0,89	0,44	2,62	0,56	0,56
Eschenhart	3,89	5,05	0,84	0,75	2,66	0,65	0,69
Ettleben	4,30	5,50	0,92	0,24	3,39	0,57	0,39
Euerhausen	3,73	4,84	0,89	0,38	2,74	0,54	0,56
Frankendorf	3,90	5,10	0,92	0,22	2,88	0,49	0,48
Frankenhofen	4,24	5,48	0,93	0,29	3,26	0,53	0,40
Frauenriedhausen	3,94	5,08	0,91	0,19	3,08	0,49	0,45
Frieding	3,84	4,93	0,85	0,76	2,65	0,62	0,66
Gersthofen	3,87	4,91	0,92	0,29	2,70	0,50	0,49
Greimersdorf	3,90	5,06	0,90	0,29	2,78	0,53	0,53
Großberghofen	3,84	4,88	0,91	0,42	2,83	0,46	0,47
Großbreitenbronn	3,70	4,79	0,91	0,35	2,70	0,50	0,50
Gut Hill	3,67	4,67	0,87	0,51	2,61	0,58	0,60
Haar	3,85	4,93	0,91	0,22	2,98	0,47	0,45
Hepberg	3,72	4,84	0,87	0,35	2,75	0,57	0,58
Hepptel	3,48	4,57	0,88	-0,07	2,74	0,59	0,54
Hiltersdorf	3,85	5,00	0,91	0,32	3,17	0,50	0,42
Hilpoltstein	3,28	4,24	0,93	0,16	2,63	0,48	0,43
Hohenroth	3,77	4,98	0,90	0,21	3,26	0,54	0,43
Kaltenberg	3,89	5,02	0,80	1,03	2,88	0,70	0,67
Kitzenried	3,41	4,45	0,89	0,66	2,47	0,59	0,59
Kleingressingen	3,23	4,25	0,88	0,28	2,47	0,65	0,59
Konnersreuth	3,61	4,70	0,92	0,41	2,71	0,47	0,48
Kringell	4,15	5,35	0,91	0,55	3,19	0,56	0,44
Köfering	4,29	5,48	0,91	0,60	3,18	0,58	0,45

Messtation	Bias	$RMSE_N$	B	a	b	$RMSE_{MR}$	$RMSE_R$
Köslau	3,34	4,32	0,93	0,29	2,58	0,49	0,44
Langenborn	4,04	5,18	0,86	0,45	3,21	0,62	0,51
Lautrach	3,78	4,76	0,90	0,51	2,77	0,48	0,49
LBP Freising	3,85	4,86	0,93	0,55	2,72	0,44	0,45
LBP Hill	4,52	5,68	0,93	0,58	3,44	0,63	0,37
Lohhof	4,23	5,36	0,80	0,88	2,98	0,73	0,67
Maria-Bildhausen	3,84	4,92	0,89	0,56	2,72	0,53	0,55
Mistelbach	3,83	4,98	0,91	0,07	2,98	0,49	0,47
Mittelstetten	3,89	4,93	0,92	0,54	2,79	0,45	0,46
Neuherberg	3,80	4,87	0,91	0,25	2,78	0,48	0,48
Neuhof	3,54	4,56	0,91	0,41	2,69	0,48	0,48
Neusling	4,01	5,14	0,93	0,30	3,02	0,44	0,41
Nilling	4,53	5,72	0,85	0,58	3,48	0,78	0,52
Obersteinbach	4,05	5,15	0,90	0,57	2,72	0,54	0,56
Osterseeon	4,06	5,09	0,92	0,54	3,01	0,46	0,42
Puch	3,53	4,55	0,89	0,29	2,60	0,57	0,54
Reding	4,29	5,45	0,92	0,46	3,13	0,52	0,43
Reschenberg	3,87	4,91	0,87	0,44	2,88	0,53	0,53
Roggenstein	4,00	5,06	0,91	0,30	3,05	0,47	0,44
Rothenfeld	3,52	4,48	0,87	0,55	2,52	0,59	0,60
Röckersbühl	3,71	4,83	0,91	0,33	2,81	0,48	0,49
Sarching	4,20	5,37	0,90	0,56	3,00	0,54	0,50
Seligenstadt	3,99	5,05	0,93	0,38	2,93	0,43	0,42
Sitzenhof	4,05	5,25	0,92	0,21	3,06	0,49	0,45
Sommertshof	3,43	4,40	0,91	0,49	2,57	0,50	0,49
Spitalhof	3,69	4,67	0,91	0,37	2,87	0,44	0,44
Stadelhof	4,13	5,37	0,90	0,04	3,18	0,55	0,47
Steinach	3,70	4,78	0,91	0,46	2,72	0,48	0,49
Steinbeifen	4,08	5,31	0,78	1,11	2,74	0,78	0,80
Straas	3,39	4,46	0,91	0,35	2,86	0,45	0,45
Straß	3,60	4,59	0,89	0,57	2,45	0,63	0,60
Straßmoos	4,32	5,48	0,91	0,75	3,05	0,56	0,47
Uttenkofen	4,06	5,16	0,92	0,45	3,08	0,47	0,41
Veitshöchheim	4,24	5,39	0,90	0,36	3,11	0,55	0,48
Vogried	3,97	5,06	0,88	0,56	2,87	0,54	0,54
Wadenbrunn	4,09	5,29	0,89	0,29	2,87	0,56	0,56
Westerschondorf	3,97	4,96	0,92	0,60	2,82	0,44	0,44
Wettlkam	3,79	4,98	0,77	0,78	2,77	0,73	0,76
Wiesengiech	4,18	5,35	0,91	0,45	3,21	0,55	0,43
Windsfeld	4,08	5,24	0,89	0,11	3,17	0,56	0,49
Wolfsdorf	3,80	4,90	0,90	0,40	2,57	0,60	0,58
Wullnhof	3,53	4,60	0,89	0,68	2,57	0,55	0,58
Würnsreuth	3,77	4,84	0,91	0,48	2,81	0,46	0,47
Zurnhausen	3,64	4,67	0,90	0,36	2,79	0,47	0,48
Zusamaltheim	3,51	4,48	0,92	0,58	2,52	0,51	0,49

Tabelle 14: Vergleich der mit dem **Turc**-Verfahren berechneten ET_0 -Werte mit den Werten nach FAO 56 Penman-Monteith für 90 Stationen des Agrarmeteorologischen Messnetzes Bayern (a, b = Regressionskoeffizient, $RMSE_N$ = RMSE für unkorrigierten ET_0 , $RMSE_{MR}$ = RMSE der mit den über alle Stationen gemittelten Regressionskoeffizienten \bar{a} und \bar{b} korrigierten ET_0 , $RMSE_R$ = RMSE der mit den stationspezifischen Regressionskoeffizienten a und b korrigierten ET_0).

Messstation	Bias	$RMSE_N$	B	a	b	$RMSE_{MR}$	$RMSE_R$
Affaltern	-0,14	0,42	0,95	-0,30	1,10	0,37	0,34
Ainertshofen	-0,31	0,45	0,95	-0,27	0,98	0,34	0,32
Albertshofen	-0,09	0,37	0,95	-0,23	1,08	0,34	0,31
Almesbach	-0,16	0,37	0,94	-0,29	1,08	0,31	0,29
Asen	-0,35	0,59	0,93	-0,35	1,00	0,50	0,47
Aufseß	-0,17	0,44	0,94	-0,21	1,02	0,39	0,39
Bammersdorf	-0,26	0,46	0,94	-0,20	0,97	0,39	0,39
Baumannshof	-0,17	0,44	0,94	-0,22	1,03	0,39	0,39
Birkenmoor	-0,26	0,44	0,95	-0,19	0,96	0,37	0,36
Bonnhof	-0,09	0,39	0,96	-0,23	1,07	0,36	0,33
Buch	-0,24	0,43	0,95	-0,22	0,99	0,36	0,36
Bürg	-0,14	0,41	0,95	-0,24	1,05	0,36	0,36
Bürgstadt	-0,02	0,35	0,94	-0,11	1,05	0,37	0,33
Dietrichsdorf	-0,24	0,42	0,94	-0,20	0,98	0,35	0,35
Dürabuch	-0,31	0,51	0,92	-0,35	1,02	0,41	0,40
Ebertshausen	-0,43	0,59	0,93	-0,31	0,94	0,48	0,42
Edelshausen	-0,10	0,44	0,94	-0,27	1,09	0,40	0,37
Eggensee	-0,19	0,43	0,94	-0,26	1,03	0,37	0,37
Ehekirch	-0,11	0,41	0,94	-0,22	1,06	0,38	0,36
Eichenried	-0,05	0,38	0,96	-0,21	1,09	0,37	0,32
Engersdorf	-0,21	0,45	0,95	-0,26	1,03	0,38	0,38
Eschenhart	-0,03	0,46	0,95	-0,25	1,12	0,44	0,38
Ettleben	-0,08	0,36	0,95	-0,19	1,06	0,34	0,32
Euerhausen	-0,22	0,45	0,94	-0,21	0,99	0,39	0,40
Frankendorf	-0,17	0,47	0,94	-0,25	1,04	0,41	0,41
Frankenhofen	-0,05	0,36	0,96	-0,23	1,10	0,35	0,29
Frauenriedhausen	-0,26	0,44	0,94	-0,26	1,00	0,36	0,36
Frieding	-0,08	0,42	0,94	-0,19	1,06	0,40	0,38
Gersthofen	-0,23	0,43	0,96	-0,26	1,01	0,35	0,35
Greimersdorf	-0,19	0,45	0,94	-0,22	1,02	0,39	0,40
Großberghofen	-0,08	0,45	0,93	-0,24	1,09	0,43	0,39
Großbreitenbronn	-0,19	0,45	0,95	-0,26	1,03	0,39	0,39
Gut Hüll	-0,27	0,52	0,93	-0,35	1,04	0,44	0,43
Haar	-0,27	0,49	0,92	-0,26	0,99	0,41	0,41
Hepberg	-0,30	0,50	0,93	-0,25	0,98	0,41	0,41
Heppdiel	-0,32	0,54	0,92	-0,32	1,00	0,45	0,44
Hiltersdorf	-0,16	0,38	0,94	-0,18	1,01	0,33	0,33
Hilpoltstein	-0,24	0,44	0,95	-0,35	1,06	0,36	0,34
Hohenroth	-0,16	0,36	0,95	-0,21	1,03	0,31	0,31
Kaltenberg	-0,22	0,43	0,94	-0,29	1,04	0,35	0,35
Kitzenried	-0,09	0,40	0,96	-0,19	1,05	0,38	0,36
Kleingressingen	-0,29	0,50	0,94	-0,30	1,01	0,42	0,41
Konnnersreuth	-0,20	0,43	0,95	-0,22	1,01	0,37	0,37
Kringell	-0,05	0,36	0,96	-0,19	1,08	0,35	0,31
Köfering	-0,06	0,46	0,92	-0,16	1,06	0,45	0,42
Köslau	-0,20	0,42	0,95	-0,19	1,00	0,37	0,37
Langenborn	-0,25	0,42	0,94	-0,26	1,01	0,33	0,33
Lautrach	-0,11	0,39	0,95	-0,25	1,08	0,36	0,34
LBP Freising	-0,06	0,38	0,96	-0,19	1,07	0,37	0,33
LBP Hüll	0,03	0,39	0,95	-0,18	1,13	0,41	0,31
Lohhof	-0,23	0,48	0,91	-0,25	1,01	0,41	0,42
Maria-Bildhausen	-0,13	0,39	0,95	-0,14	1,00	0,36	0,37
Mistelbach	-0,40	0,54	0,94	-0,30	0,94	0,43	0,37
Mittelstetten	-0,04	0,37	0,96	-0,17	1,07	0,36	0,33
Neuherberg	-0,22	0,46	0,93	-0,20	0,99	0,40	0,41
Neuhof	-0,16	0,39	0,95	-0,26	1,05	0,34	0,33
Neusling	-0,18	0,42	0,94	-0,26	1,04	0,36	0,36
Nilling	-0,09	0,41	0,93	-0,30	1,13	0,38	0,33
Obersteinbach	-0,09	0,42	0,95	-0,23	1,07	0,39	0,37
Osterseeon	-0,08	0,37	0,95	-0,23	1,09	0,35	0,32
Puch	-0,25	0,46	0,94	-0,27	1,01	0,38	0,38
Reding	-0,12	0,39	0,95	-0,23	1,06	0,35	0,34
Reschenberg	-0,19	0,44	0,93	-0,26	1,04	0,38	0,38
Roggenstein	-0,10	0,43	0,93	-0,26	1,09	0,40	0,37
Rothenfeld	-0,25	0,49	0,94	-0,34	1,05	0,41	0,40
Röckersbühl	-0,28	0,48	0,94	-0,30	1,01	0,39	0,39
Sarching	-0,08	0,33	0,97	-0,24	1,09	0,31	0,27
Seligenstadt	-0,07	0,36	0,95	-0,12	1,03	0,36	0,34
Sitzenhof	-0,18	0,42	0,94	-0,24	1,03	0,37	0,37
Sommertshof	-0,13	0,41	0,95	-0,26	1,07	0,36	0,34
Spitalhof	-0,20	0,42	0,94	-0,31	1,06	0,35	0,34
Stadelhof	-0,32	0,48	0,94	-0,33	1,01	0,38	0,36
Steinach	-0,22	0,44	0,95	-0,21	1,00	0,37	0,38
Steinbeifen	-0,29	0,55	0,93	-0,43	1,08	0,45	0,42
Straas	-0,19	0,43	0,93	-0,19	1,00	0,37	0,39
Straß	-0,07	0,43	0,95	-0,23	1,08	0,41	0,38
Straßmoos	-0,02	0,36	0,97	-0,22	1,12	0,36	0,28
Uttenkofen	-0,05	0,36	0,95	-0,18	1,07	0,35	0,32
Veitshöchheim	-0,09	0,38	0,94	-0,16	1,04	0,36	0,35
Vogried	-0,22	0,44	0,95	-0,32	1,06	0,36	0,35
Wadenbrunn	-0,27	0,51	0,93	-0,16	0,95	0,44	0,45
Westerschondorf	-0,08	0,42	0,94	-0,22	1,07	0,40	0,37
Wettlkam	-0,57	0,75	0,88	-0,50	0,96	0,61	0,50
Wiesengiech	-0,05	0,32	0,96	-0,15	1,06	0,32	0,29
Windsfeld	-0,28	0,46	0,93	-0,25	0,99	0,37	0,36
Wolfsdorf	-0,24	0,47	0,95	-0,23	1,00	0,40	0,41
Wullnhof	-0,11	0,39	0,96	-0,19	1,04	0,36	0,36
Würrnsreuth	-0,14	0,38	0,95	-0,19	1,03	0,34	0,34
Zurnhausen	-0,12	0,42	0,94	-0,22	1,05	0,38	0,37
Zusamaltheim	-0,07	0,38	0,96	-0,18	1,06	0,36	0,34

Tabelle 15: Vergleich der mit dem **Priestley-Taylor**-Verfahren berechneten ET_0 -Werte mit den Werten nach FAO 56 Penman-Monteith für 90 Stationen des Agrarmeteorologischen Messnetzes Bayern (a, b = Regressionskoeffizient, $RMSE_N$ = RMSE für unkorrigierten ET_0 , $RMSE_{MR}$ = RMSE der mit den über alle Stationen gemittelten Regressionskoeffizienten \bar{a} und \bar{b} korrigierten ET_0 , $RMSE_R$ = RMSE der mit den stationsspezifischen Regressionskoeffizienten a und b korrigierten ET_0).

Messtation	Bias	$RMSE_N$	B	a	b	$RMSE_{MR}$	$RMSE_R$
Affaltern	1,11	1,48	0,94	0,14	1,58	0,38	0,35
Ainertshofen	0,89	1,17	0,93	0,24	1,37	0,40	0,40
Albertshofen	1,11	1,42	0,95	0,15	1,56	0,32	0,30
Almesbach	1,05	1,33	0,94	0,19	1,56	0,32	0,29
Asen	0,87	1,37	0,88	0,07	1,36	0,65	0,63
Aufseß	1,06	1,42	0,93	0,23	1,48	0,41	0,41
Bammersdorf	0,89	1,24	0,90	0,21	1,36	0,50	0,50
Baumannshof	1,12	1,48	0,94	0,15	1,48	0,41	0,41
Birkenmoor	0,97	1,32	0,92	0,22	1,38	0,48	0,48
Bonnhof	1,20	1,61	0,94	0,10	1,57	0,41	0,39
Buch	0,94	1,28	0,94	0,10	1,42	0,43	0,41
Bürg	1,24	1,67	0,93	0,15	1,55	0,46	0,44
Bürgstadt	1,15	1,48	0,95	0,15	1,60	0,34	0,30
Diétrichsdorf	1,01	1,28	0,91	0,39	1,35	0,43	0,45
Dürabuch	0,91	1,30	0,88	0,08	1,47	0,48	0,48
Ebertshausen	0,71	1,09	0,89	0,15	1,29	0,59	0,54
Edelshausen	1,18	1,57	0,93	0,15	1,57	0,41	0,39
Eggensee	1,07	1,47	0,93	0,12	1,51	0,43	0,43
Ehekirch	1,25	1,62	0,94	0,17	1,57	0,42	0,39
Eichenried	1,36	1,79	0,95	0,15	1,65	0,44	0,35
Engersdorf	1,14	1,52	0,93	0,20	1,48	0,44	0,45
Eschenhart	1,34	1,79	0,96	0,10	1,66	0,44	0,34
Ettleben	1,13	1,45	0,95	0,15	1,58	0,34	0,31
Euerhausen	0,97	1,37	0,91	0,15	1,43	0,49	0,49
Frankendorf	1,16	1,58	0,93	0,14	1,53	0,45	0,44
Frankenhofen	1,24	1,57	0,96	0,21	1,59	0,34	0,29
Frauenriedhausen	1,00	1,30	0,93	0,20	1,44	0,37	0,38
Frieding	1,25	1,64	0,94	0,19	1,57	0,41	0,38
Gersthofen	1,11	1,46	0,92	0,21	1,43	0,45	0,46
Greimersdorf	1,07	1,51	0,91	0,09	1,48	0,50	0,49
Großberghofen	1,21	1,62	0,90	0,21	1,53	0,50	0,48
Großbreitenbronn	1,12	1,52	0,94	0,14	1,50	0,43	0,43
Gut Hüll	1,05	1,53	0,89	0,07	1,50	0,55	0,54
Haar	0,91	1,28	0,89	0,15	1,42	0,48	0,49
Hepberg	1,00	1,38	0,90	0,20	1,42	0,50	0,51
Heppdiel	0,86	1,32	0,87	0,04	1,40	0,58	0,57
Hiltersdorf	1,07	1,36	0,95	0,24	1,52	0,32	0,31
Hilpoltstein	1,05	1,42	0,93	0,14	1,48	0,42	0,42
Hohenroth	1,01	1,29	0,94	0,22	1,50	0,33	0,33
Kaltenberg	0,96	1,26	0,93	0,23	1,48	0,35	0,36
Kitzenried	1,27	1,71	0,95	0,18	1,58	0,43	0,39
Kleingressingen	1,05	1,48	0,91	0,11	1,58	0,50	0,51
Konnersreuth	1,14	1,50	0,93	0,25	1,48	0,42	0,43
Kringell	1,17	1,46	0,96	0,30	1,53	0,32	0,29
Köfering	1,20	1,55	0,93	0,27	1,55	0,42	0,38

Messtation	Bias	$RMSE_N$	B	a	b	$RMSE_{MR}$	$RMSE_R$
Köslau	1,06	1,42	0,92	0,25	1,42	0,46	0,48
Langenborn	0,88	1,16	0,92	0,18	1,43	0,37	0,37
Lautrach	1,32	1,71	0,95	0,14	1,64	0,42	0,34
LBP Freising	1,28	1,64	0,96	0,20	1,56	0,36	0,33
LBP Hüll	1,25	1,54	0,97	0,23	1,63	0,33	0,23
Lohhof	1,05	1,39	0,90	0,25	1,47	0,44	0,45
Maria-Bildhausen	1,11	1,46	0,94	0,21	1,47	0,40	0,41
Mistelbach	0,84	1,15	0,91	0,18	1,35	0,48	0,46
Mittelstetten	1,24	1,61	0,95	0,20	1,56	0,39	0,36
Neuherberg	1,04	1,43	0,91	0,17	1,44	0,49	0,50
Neuhof	1,08	1,42	0,94	0,20	1,48	0,37	0,38
Neusling	1,07	1,38	0,94	0,22	1,46	0,36	0,37
Nilling	1,08	1,39	0,95	0,11	1,61	0,33	0,28
Obersteinbach	1,23	1,65	0,95	0,06	1,58	0,39	0,36
Osterseeon	1,26	1,61	0,95	0,20	1,61	0,39	0,32
Puch	1,07	1,50	0,90	0,15	1,46	0,53	0,54
Reding	1,11	1,42	0,94	0,23	1,49	0,36	0,36
Reschenberg	1,07	1,42	0,90	0,23	1,46	0,45	0,47
Roggenstein	1,19	1,58	0,92	0,11	1,60	0,44	0,40
Rothenfeld	1,17	1,65	0,91	0,07	1,56	0,52	0,50
Röckersbühl	1,01	1,40	0,92	0,13	1,47	0,45	0,45
Sarching	1,19	1,51	0,97	0,19	1,55	0,30	0,28
Seligenstadt	1,17	1,52	0,94	0,18	1,53	0,39	0,38
Sitzenhof	1,16	1,51	0,94	0,17	1,53	0,38	0,37
Sommertshof	1,28	1,68	0,95	0,18	1,59	0,41	0,36
Spitalhof	1,08	1,42	0,93	0,15	1,52	0,39	0,39
Stadelhof	0,87	1,20	0,92	0,12	1,40	0,43	0,42
Steinach	1,03	1,35	0,94	0,23	1,43	0,39	0,40
Steinbeifen	0,98	1,43	0,92	0,08	1,52	0,46	0,46
Straas	1,06	1,38	0,92	0,30	1,46	0,42	0,42
Straß	1,38	1,87	0,94	0,05	1,63	0,49	0,42
Straßmoos	1,34	1,68	0,97	0,28	1,62	0,36	0,26
Uttenkofen	1,22	1,50	0,96	0,29	1,54	0,32	0,29
Veitshöchheim	1,02	1,32	0,95	0,16	1,47	0,34	0,34
Vogried	1,14	1,53	0,94	0,09	1,58	0,40	0,38
Wadenbrunn	0,90	1,29	0,90	0,15	1,37	0,54	0,53
Westerschondorf	1,31	1,71	0,94	0,17	1,62	0,44	0,37
Wettlkam	0,64	1,12	0,85	0,06	1,34	0,60	0,59
Wiesengiech	1,13	1,44	0,95	0,23	1,54	0,34	0,32
Windsfeld	0,95	1,27	0,91	0,19	1,42	0,43	0,44
Wolfsdorf	1,06	1,51	0,92	0,08	1,45	0,51	0,51
Wullnhof	1,30	1,70	0,95	0,26	1,57	0,42	0,37
Würnsreuth	1,17	1,51	0,94	0,25	1,51	0,38	0,38
Zurnhausen	1,14	1,52	0,93	0,16	1,54	0,42	0,41
Zusamaltheim	1,33	1,78	0,95	0,14	1,62	0,44	0,38

