Quantifizierung von Ökosystem-Eigenschaften als Grundlage für die Umweltbewertung

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität
zu Kiel

vorgelegt von
Wolf Steinborn

Kiel
2000

Referent/in: Prof. Dr. L. Kappen

Koreferent/in: Prof. Dr. S. Jörgensen

Tag der mündlichen Prüfung: 14.2.2001

Zum Druck genehmigt: Kiel, 14.2.2001

Der Dekan
Prof. Dr. Th. Bauer

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 1

2 Theoretische Grundlagen zum Ökosystem-Verständnis 3

2.1 Was ist ein Ökosystem? 3

2.2 Der 1. Hauptsatz der Thermodynamik 5

2.3 Gerichtete Veränderungen: Der 2. Hauptsatz der Thermodynamik 5

2.3.1 Entropie und Information 7

2.3.2 Exergie 9

2.4 Ökosystemare Selbstorganisation 10

2.4.1 Exergie-Analyse nach JØRGENSEN 12

2.4.2 Relative Exergie-Aufnahme nach SCHNEIDER & KAY 14

2.4.3 Exergie-Konzept nach SVIREZHEV & STEINBORN 16

2.4.4 Entropie-Bilanz nach AOKI 23

2.4.5 Entropie-Bilanz von Agrarökosystemen 25

3 Standorte und Methoden 32

3.1 Untersuchungsgebiet 32

3.1.1 Buchenwald und Acker 33

3.1.2 Landnutzung im Einzugsgebiet des Belauer Sees 34

3.2 Klima 37

3.3 Anwendung des Exergie-Konzeptes nach SVIREZHEV & STEINBORN 38

3.3.1 Schließen von Meßlücken 40

3.3.2 Reflexion der kurzwelligen Strahlung: Albedo 41

3.3.3 Langwellige Aus- und Einstrahlung 43

3.3.4 Modell des Kohlenstoff-Haushaltes 44

3.3.5 Verdunstung 44

3.3.6 Untersuchungen an anderen Standorten 46

3.4 Erfassung der relativen Exergie-Aufnahme nach SCHNEIDER & KAY 47

3.5 Erfassung der Entropie-Bilanz nach AOKI 47

3.6 Berechnung der Entropie-Bilanz landwirtschaftlicher Nutzung 47

4 Ergebnisse 53

4.1 Meteorologische Charakterisierung der Jahre 1991 – 1996 53

4.2 Verdunstung 59

4.3 Photosynthese des Buchenwaldes 63

4.4 Exergie-Fluß nach SVIREZHEV & STEINBORN 64
4.4.1 Untersuchungen an den Kieler Standorten 64
4.4.2 Vergleich mit den Ergebnissen anderer Standorte 76
4.5 Relative Exergie-Aufnahme nach SCHNEIDER & KAY 80
4.6 Entropie-Bilanz nach AOKI 82
4.7 Entropie-Bilanz landwirtschaftlicher Nutzung 84
4.7.1 Energetische Ein- und Austräge in den Jahren 1988 und 1997 85
4.7.2 Entropie-Bilanz von Agrarökosystemen 87

5 Diskussion 90
5.1 Exergie nach SVIREZHEV & STEINBORN 90
5.2 Relative Exergie-Aufnahme nach SCHNEIDER & KAY 93
5.3 Entropie-Bilanz nach AOKI 94
5.4 Entropie-Bilanz von Agrarökosystemen 95
5.5 Ausblick 98

6 Literatur 99

7 Zusammenfassung 106

8 Summary 107

9 Abbildungsverzeichnis 108

10 Tabellenverzeichnis 111

11 Anhang 113

meinen Eltern

Danksagung

Meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. L. Kappen danke ich herzlich für seine persönliche und fachliche Unterstützung, auf die ich mich immer verlassen konnte.

Felix und Werner haben meine Arbeit von Beginn an begleitet und halfen mir, meine Daten mit dem roten Faden der Theorie zusammenzubinden und zusammenzuhalten.

Georg versorgte mich mit Daten, Tee, Karten und mit Ratschlägen, die zwar selten bequem aber dafür immer hilfreich waren.

Mathias und Ernst-Walter danke ich für die Überlassung und geduldige Erläuterung ihrer Verdunstungsdaten.

Dem Netzwerk-Team des ÖZK raubten meine technischen Probleme zwar häufig viel Zeit - aber nie die Geduld.

Meinem thermodynamischen Mentor Prof. Dr. Yuri Svirezhev danke ich für seinen außergewöhnlichen persönlichen Einsatz, der mir über manche Schwierigkeit hinweghalf.

Den Mitarbeitern des PIK danke ich für die Gastfreundschaft, die meine Aufenthalte in Potsdam so angenehm und erfolgreich machten. Franz, Jörg, Lucas, Oliver, Sergey, Thomas und Vladimir danke ich für die Hilfe bei der Beschaffung und Auswertung von Daten sowie für zahlreiche anregende Gespräche.

Bei Otto Klemm vom BITÖK bedanke ich mich herzlich für die unbürokratische Überlassung von Daten der Station „Waldstein“.

Miriam danke ich für ihre Liebe, die mir Mut und Kraft gab.

1 Einleitung

Der Mensch hat heute die wissenschaftlichen und technischen Mittel, seine Umwelt in einem Maße zu verändern, daß die Auswirkungen seines Tuns immer schwerer vorherzusehen sind. Die vom Menschen ausgelösten Umweltveränderungen haben globale Ausmaße angenommen und es wird immer mehr bezweifelt, ob die dabei ausgelösten Prozesse steuerbar bleiben (FÜRST & KIEMSTEDT 1997). Um den damit verbundenen Risiken zu begegnen, wurde und wird eine Vielzahl von Regelungen erlassen, die den Schutz der Umwelt bezwecken. Schon allein der Vollzug solcher Regelungen ist äußerst schwierig (KAHL & VOßKUHLE 1995). Doch bevor an eine Umsetzung gedacht werden kann, müssen wichtige Fragen geklärt sein: Was ist Umwelt? Welche Umweltqualität ist gewünscht? Mit welchen Maßstäben ist dies zu messen?

In der Umweltpolitik geht es in der Regel um die natürliche Umwelt des Menschen. Teil dieser anthropozentrischen Sicht ist aber mehr und mehr auch die Verantwortung des Menschen für seine „Mitwelt“ (FÜRST & KIEMSTEDT 1997). Die gewünschte Umweltqualität wurde vom Gesetzgeber zum Beispiel im Bundesnaturschutzgesetz geregelt. Im Mittelpunkt steht dabei der Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen des Menschen. Um dieses Ziel zu erreichen, sollen die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter, die Pflanzen- und Tierwelt, sowie die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft nachhaltig gesichert werden (§1 BNatSchG). Diese unbestimmten Rechtsbegriffe erlauben - ja verlangen - einen ständigen gesamtgesellschaftlicher Diskurs über Art und Qualität der Umwelt und wieviel Natur der Mensch braucht. Der Wissenschaft fällt die Aufgabe zu, diesen Bewertungsprozeß zu begleiten und fachliche Grundlagen für einen Abwägungs-Prozeß zu liefern, damit eine sachliche und zweckmäßige Entscheidung überhaupt erst möglich wird.

Die ökologische Forschung kann in diesem Zusammenhang erörtern, wie Umweltqualität zu messen ist. Wichtige Forschungsobjekte sind dabei die Ökosysteme. Der britische Botaniker TANSLEY (1935) definiert Ökosysteme als grundlegende Einheiten der Natur von verschiedenster Art und Größe, die aus Organismen und ihren sämtlichen Habitat-Faktoren bestehen.

Struktur und Dynamik von Ökosystemen werden von der Ökosystemforschung untersucht. Diese Disziplin analysiert die Beziehungen zwischen Diversität, Produktivität und Stabilität unter anderem mit dem Ziel, Kriterien zur Be- und Entlastbarkeit von Ökosystemen zu erarbeiten (FRÄNZLE 1998a). Einige der wichtigsten konzeptionellen Grundlagen der Ökosystemforschung liefern nach FRÄNZLE (1998a) die Systemtheorie und die Thermodynamik. Auf dieser Basis entwickelte sich ein „ökologisches Grundprinzip der Thermodynamik“ (JØRGENSEN 1997b). Dieses besagt, daß „ein Ökosystem, welches einem Fluß von hochwertiger Energie (Exergie) ausgesetzt ist, diese Energie nutzt, um sich vom thermodynamischen Gleichgewicht zu entfernen“ (JØRGENSEN 1997c). Dabei organisiert das System die Entwicklung neuer Strukturen selbst. Die sogenannte Selbstorganisations-Fähigkeit von Ökosystemen ist dabei ein Maß dafür, wie gut sie sich an die Rahmenbedingungen ihres Standortes anpassen können und welche Entwicklungsmöglichkeiten in der Zukunft bestehen. Daher ist diese grundlegende Eigenschaft auf dem besten Wege, sich zu einem zentralen Begriff in

der ökosystemaren Umweltbewertung zu entwickeln (KUTSCH et al. 2000). Doch dazu muß geklärt werden, wie die Selbstorganisations-Fähigkeit zu quantifizieren ist und ob mittels Meßwerten zwischen verschiedenen Systemzuständen differenziert werden kann. Die vorliegende Arbeit ist als ein Vorschlag aus der ökologischen Grundlagenforschung zu verstehen: Es werden mögliche Wege beschrieben, auf denen man eine Meßbarkeit der Selbstorganisations-Fähigkeit erreichen kann. Dabei stehen thermodynamische Ansätze im Vordergrund.

Die Arbeit entstand am Ökologie-Zentrum der Universität Kiel (ÖZK) im Rahmen des DFG-Graduiertenkollegs „Integrative Umweltbewertung“ sowie in Teilen am Potsdam Institut für Klimafolgenforschung. Die meisten Untersuchungen fanden im Untersuchungsgebiet des Bornhöved Projektes statt (HÖRMANN et al. 1992). In Einzelfällen konnten jedoch auch Daten von anderen Gebieten der gemäßigten Breiten ausgewertet werden (KLEMM 2000, VERMA 2000, KESSLER & JAEGER 1999). An verschiedenen Standorten werden energetische Aspekte der Selbstorganisations-Fähigkeit von Ökosystemen mit thermodynamischen Methoden analysiert. Es wurden die folgenden Fragen bearbeitet:

1. Wie kann die wichtigste energetische Ressource der Selbstorganisation, die Exergie, quantifiziert werden?
2. Unterscheiden sich verschiedene Ökosysteme hinsichtlich ihrer Exergie-Aufnahme?
3. Wieviel Entropie exportieren Ökosysteme in die Umgebung?
4. Wie ist das Verhältnis zwischen produzierter und exportierter Entropie auf landwirtschaftlich genutzten Flächen? Kann der Begriff „Nachhaltigkeit“ bei der thermodynamischen Analyse von Agrarökosystemen quantifiziert werden?

Insgesamt wurden vier verschiedene Ansätze zur thermodynamischen Analyse von Ökosystemen getestet. Einer davon wurde im Rahmen dieser Studie neu entwickelt.

2 Theoretische Grundlagen zum Ökosystem-Verständnis

In dieser Arbeit wird viel von abstrakten Gebilden die Rede sein, obwohl der eigentliche Untersuchungsgegenstand tatsächlich existierende Umwelt-Ausschnitte sind. Doch wie diese Umwelt beschaffen ist und was in ihr geschieht, muß hier mit modellhaften Begriffen wie Ökosystem, Selbstorganisation, Energie-Dissipation, Entropie, Exergie usw. beschrieben werden. Was diese Begriffe bedeuten, warum und wozu sie in dieser Arbeit verwendet werden, soll hier erläutert werden. Zugleich wird zu relevanten Themen ein Überblick über den Stand der Forschung gegeben.

2.1 Was ist ein Ökosystem?

TANSLEYS Ökosystem-Definition ist auch aus heutiger Sicht gültig, doch sie ist von zahlreichen Autoren erweitert und präzisiert worden (Übersicht in BRECKLING & MÜLLER 1997). Insbesondere der Systembegriff wurde weiterentwickelt. Nach BOSSEL (1994) ist ein System eine „nicht teilbare Menge von Elementen und Relationen, die gemeinsam einen bestimmten Zweck erfüllen“. Also besteht zwischen den Elementen eines Systems eine stärkere Interaktion als zwischen dem System und seiner Umgebung. Ökosysteme sind dynamische Systeme, die ihren Zustand ändern können. Die Beschreibung des Systemzustandes erfolgt durch Zustandsgrößen (Systemcharakteristika). Die Menge aller Zustandsgrößen beschreibt das System vollständig. Zustandsgrößen sind immer voneinander unabhängige Größen, das heißt, man kann eine Zustandsgröße nicht aus einer anderen herleiten. Ökosysteme besitzen eine Vielzahl von Zustandsgrößen wie zum Beispiel Einstrahlung, Biomasse, Wassergehalt und Stickstoffgehalt.
Solche komplexen Systeme bestehen meist aus mehreren miteinander verbundenen Subsystemen (Systemmodule), die - zum Teil auch in hierarchischer Abhängigkeit - miteinander interagieren. Insbesondere kann der Output des einen Subsystems der Input eines anderen sein (BOSSEL 1994).
Ökosysteme sind gegenüber ihrer Umgebung in Raum und Zeit abgegrenzt. Zugleich sind sie offene Systeme, die mit ihrer Umgebung Stoffe, Energie- und Information austauschen. Struktur und Funktion von Ökosystemen sind durch Prozesse verbunden (BREEDE 1999, ODUM 1980, SCHAEFER & TISCHLER 1983, POMEROY et al. 1988, BAILEY 1996, BRECKLING & MÜLLER 1997). Zwei aus heutiger Sicht besonders wichtige Kriterien der Ökosystem-Definition nennen JAX et al. (1993):
1. Ökosysteme sind zur Selbstorganisation fähig. Folglich ist die Entwicklung des Systems mit der Zeit nicht nur durch die Bedingungen seiner Umwelt vorgegeben, also nicht nur fremdbestimmt.
2. Durch das selbstorganisierte Zusammenwirken der Systemkomponenten treten emergente Eigenschaften auf, die an den Subsystemen allein nicht zu beobachten sind und die aus der Analyse der Subsysteme auch nicht vorhergesagt werden können. Typische emergente Eigenschaften sind Stabilität, Diversität, Pufferkapazität, Resilienz sowie verschiedene Charakteristika des Energiehaushaltes wie Speicherung und Degradation von Exergie, Entropie-Produktion oder Ascendency (ULANOWICZ & HANNON 1987, MÜLLER et al. 1997b).

Eigenschaften von Ökosystemen, die nicht emergent sind, weil sie nicht oder nur indirekt von den selbstorganisierten Interaktionen abhängen, werden als kollektive Eigenschaften bezeichnet (MÜLLER et al. 1997b). Hierzu zählen zum Beispiel Volumen und (Bio-) Masse von Ökosystemen oder die Artenzahl. Eine Liste weiterer Ökosystem-Eigenschaften zeigt Tabelle 1:

Tabelle 1: Liste verschiedener Ökosystem-Eigenschaften (nach MÜLLER et al. 1997b).

Produktion
Respiration
Evapotranspiration
Diversität von Gradienten und trophischen Pfaden
Speicherkapazität
Kreislauf-Führung von Energie und Stoffen
Netzwerkformation
Wachstum
Selektion
Fruchtbarkeit
Nischenbildung und Ein-Nischung
Entwicklung von Symbiosen
Musterbildung
Hierarchische Strukturen

Der Begriff des Ökosystems wird in der Forschung verwendet, um den Gegenstand einer ökologischen Untersuchung möglichst genau zu definieren. In Abhängigkeit von der Fragestellung des Forschers werden die räumlichen und zeitlichen Dimensionen des untersuchten Ökosystems sowie seine biotischen und abiotischen Bestandteile angepaßt (vgl. ALLEN & STARR 1982). Indem das zu untersuchende System vom Beobachter selbst definiert wird, können unter ökosystemaren Gesichtspunkten so unterschiedliche Fragen bearbeitet werden wie die globale Entwicklung des organismischen Einflusses auf die Chemie der Atmosphäre oder die Dynamik der Interaktionsmuster in einem Teich (BRECKLING & MÜLLER 1997).

Bei den Ökosystemen, die Gegenstand dieser Arbeit sind, handelt es sich um Landschafts-Kompartimente wie Acker und Wald, die schon allein anhand ihrer unterschiedlichen Vegetation voneinander unterschieden werden können. Die räumliche Ausdehnung wird in der Horizontalen durch die Grenzen der verschieden genutzten Schläge bzw. durch die Waldränder bestimmt. Nach oben werden die Systeme durch die Bestandes-Oberfläche begrenzt und nach unten reichen sie bis in die durchwurzelten Bodenschichten. Die zeitliche Ausdehnung dieser Systeme entspricht den Zeiträumen der Sukzession: größer als ein Jahr und kleiner als Zeiträume, in denen Evolution oder Klimawandel die Veränderung von Ökosystemen bestimmen.

Das komplexe Verhalten von Ökosystemen läßt sich mit den Methoden der Thermodynamik beschreiben. Daher werden in den folgenden Kapiteln thermodynamische Grundbegriffe dargestellt,

die für die Ökosystem-Analyse nützlich sind. Anschließend werden einige wichtige Hypothesen der ökologischen Thermodynamik beschrieben. Die Thermodynamik ist die Lehre von der bewegten Wärme (BAEHR 1988), d. h. von allen mit Energie-Umsetzungen verbundenen Vorgängen. Die zentralen Erkenntnisse dieser Disziplin ergeben sich aus den Hauptsätzen der Thermodynamik. Für die Energie-Umsetzungen in Ökosystemen sind der erste und der zweite Hauptsatz besonders wichtig.

2.2 Der 1. Hauptsatz der Thermodynamik

Dieses Naturgesetz besagt, daß Energie und Materie erhalten bleiben. Sie können also weder geschaffen noch zerstört werden. Auf der Grundlage des Erhaltungssatzes werden in der ökologischen Forschung Stoffkreisläufe und Energie-Flüsse modelliert:
ODUM (1980) entwickelte eine „Energiesprache“, die den Komponenten des Energie-Flusses bestimmte Symbole und Eigenschaften zuweist und dabei auch Rückkoppelung und Regulations-Mechanismen berücksichtigt. Die Energie-Flüsse durch Ökosysteme können auch analog zu elektrischen Flüssen in einem Draht aufgefaßt werden: Die treibende Kraft (X) steht im Gleichgewicht mit einem Reibungswiderstand (R), der sich nahezu proportional zum Fluß (J) verhält (JØRGENSEN 1997a):

$$X = R \cdot J \qquad (1)$$

Im Jahre 1922 formulierte LOTKA das **„Maximum Power“** – Prinzip, nach dem sich als Folge des Selektions-Prozesses bei der Evolution solche Systemkonfigurationen bevorzugt entwickeln, die in der Lage sind, den Fluß nutzbarer Energie zu optimieren. Dieses Prinzip findet sich in Gleichung 1 wieder, wobei das Produkt aus J und X der elektrischen Leistung (Spannung mal Stromstärke) entspricht.
Mit seinem Prinzip der inkorporierten Energie (**Emergie** = *embodied energy*) führte ODUM (1983) ein Qualitätsmaß in die energetische Analyse von Ökosystemen ein. Mit Hilfe eines Transformations-Faktors vergleicht der Autor verschiedene Energieformen. Energieformen wie elektrische Energie oder die chemische Energie von Biomasse haben einen hohen Faktor (=viel inkorporierte Energie), denn zu ihrer Speicherung ist besonders viel Sonnen-Energie notwendig. In einer Nahrungskette steigt die Emergie mit jeder höheren trophischen Ebene. Die Emergie ist also kein Maß für den tatsächlichen Energiegehalt. Sie gibt an, wieviel Sonnen-Energie zur Herstellung eines Objektes nötig war.

2.3 Gerichtete Veränderungen: Der 2. Hauptsatz der Thermodynamik

Mit dem 2. Hauptsatz der Thermodynamik wird den Veränderungen von Systemen eine Richtung gegeben. Die meisten Naturvorgänge sind mehr oder weniger irreversibel: Zum Beispiel beim freien Fall eines Körpers wird ein Teil der kinetischen Energie an die umgebende Luft übertragen und dient zur Erhöhung der kinetischen Energie der Luftmoleküle. Da diese sich ungeordnet bewegen,

kann bei einer Bewegungsumkehr des Körpers die kinetische Energie der Luftmoleküle nicht wieder in Hubarbeit umgewandelt werden. Die kinetische Energie des Körpers wurde also in eine andere Energieform umgewandelt.

Bei den in der Natur vorkommenden Prozessen geht zwar keine Energie verloren, sie wird aber stets zum Teil dissipiert („zerstreut"), das heißt in eine andere Energie umgewandelt, wodurch die in Arbeit umwandelbare Energie abnimmt. Es gilt daher der Erfahrungssatz: „Alle natürlichen Prozesse sind irreversibel". („Alle Prozesse, bei denen Reibung auftritt, sind irreversibel." PLANCK 1926)

Mit Hilfe des Begriffes der Entropie läßt sich das Prinzip der Irreversibilität physikalisch beschreiben. Die Entropie ist ein Maß für die Ordnung, die in einem System herrscht. Je höher die Ordnung desto niedriger die Entropie und desto mehr Energie-Umwandlungen können stattfinden (ADDISCOTT 1995). Zur Definition der Entropie wird die innere Energie um die Größe *S* (Entropie) erweitert: In einem System, das nur Wärme mit seiner Umgebung austauscht, lassen sich die Änderungen der inneren Energie (*dU*) und der Entropie (*dS*) auf die folgende Weise verknüpfen:

$$dU = T \cdot dS \qquad (2)$$

Die thermodynamische Temperatur *T* ist eine Funktion aller übrigen Systemeigenschaften, wie zum Beispiel Druck und Volumen. Sie ist eine intensive Zustandsvariable, denn ihr Wert hängt nicht von der Masse des Systems ab. Die Energie-Änderung *dU* und die Entropie-Änderung *dS* sind dagegen in einem geschlossenen System extensive Zustandsvariablen, die proportional zur Masse des Systems sind. Aus obiger Gleichung ergibt sich für die Entropie die Einheit einer Energie geteilt durch die thermodynamische Temperatur (Einheit: kJ/K). Eine allgemeine Formulierung für die Entropie-Produktion innerhalb eines Systems ist (NICOLIS & PRIGOGINE 1987, BAEHR 1998):

$$dS = dS_e + dS_i \qquad (3)$$

Die gesamte Entropie-Änderung des Systems setzt sich zusammen aus der Entropie-Produktion im System (S_i) und dem Entropie-Austausch mit der Umgebung (S_e). Die Entropie *S* des Systems kann sowohl ab- als auch zunehmen. Dies hängt davon ab, ob und wieviel Wärme abgeführt wird. S_e kann positiv, negativ und gleich null sein. S_i kann positiv (für irreversible Prozesse) und gleich null sein (für reversible Prozesse). Befindet sich ein System im Austausch mit seiner Umgebung, dann kann seine Entropie zunehmen, abnehmen oder gleich bleiben. In einem geschlossenen System ist dagegen die Abnahme der Entropie nicht möglich.

Für S_i gilt: $dS_i = \frac{dL_{diss}}{T}$. Die interne Entropie-Produktion hängt also von der dissipierten Energie dL_{diss} und von der thermodynamischen Temperatur *T* (s.o.) ab. Dissipation (Zerstreuung) begleitet jede irreversible Energie-Umwandlung. Die Dissipations-Energie kann nicht mehr zur Verrichtung von mechanischer Arbeit herangezogen werden.

Ökosysteme können ein hohes Maß an innerer Ordnung, also einen Zustand niedriger Entropie, aufrechterhalten, indem sie laufend Energie mit niedriger Entropie (z.B. Licht) in Energie mit höherer Entropie (z.B. Wärme) umwandeln und in die Umgebung exportieren. Ordnung im Ökosystem kann nur dann erzeugt werden, wenn in seiner Umwelt die Unordnung zunimmt (NICOLIS & PRIGOGINE 1977).

2.3.1 Entropie und Information

In den letzten Jahrzehnten hat der Entropie-Begriff den Rahmen der Thermodynamik verlassen und sich zu einem der allgemeinen Begriffe in den Naturwissenschaften entwickelt. Den Weg dazu ebnete BOLTZMANN (1905) mit seiner statistischen Deutung der Entropie:
An einem Körper können nur Makrozustände gemessen werden. Diese sind die Summe von Mikrozuständen, das heißt die Summe der Zustände der beteiligten Moleküle. Derselbe Makrozustand kann durch sehr viele verschiedene Mikrozustände verwirklicht werden. Das künftige Verhalten eines Körpers ergibt sich aus dem Verhalten der Mikrozustände, so daß sichere Voraussagen nur aufgrund der Kenntnis der Mikrozustände gemacht werden könnten. Da diese aber nicht bestimmbar sind, können Voraussagen nur in Verbindung mit Eintritts-wahrscheinlichkeiten gemacht werden. Das gesetzmäßige Verhalten von Körpern ist statistischer Art.
Die Wahrscheinlichkeit eines Makrozustandes wird üblicherweise definiert als die Anzahl aller Mikrozustände, die ihn verwirklichen können. Diese Festlegung liegt nahe, weil die Wahrscheinlichkeit eines Resultates proportional ist zur Anzahl der Fälle, die es herbeiführen können.
Die mathematische Wahrscheinlichkeit eines Ereignisses ist der Quotient aus der Zahl der günstigen und der Zahl der möglichen Ereignisse. Die thermodynamische Wahrscheinlichkeit weicht davon also ab. Sie nimmt Werte zwischen 1 und beliebig großen Zahlen an. Nehmen wir als Beispiel die Verteilung von 100 Molekülen auf der linken und rechten Seite eines geschlossenen Gefäßes:
Die thermodynamische Wahrscheinlichkeit W, daß alle Moleküle sich in der linken Hälfte aufhalten ist 1, weil es nur eine Möglichkeit der Molekülanordnung gibt, welche dieses Resultat ermöglicht. Für eine gleichmäßige Verteilung hingegen (50 links, 50 rechts) ist $W = 11{,}15 \cdot 10^{28}$ (STEPHAN & MAYINGER 1986) es gibt also für diese Verteilung sehr viele verschiedene Möglichkeiten, die Moleküle zu gruppieren. Es ist also mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit auszuschließen, daß sich in der einen Gefäßhälfte ein Vakuum bildet, während sich alle 100 Moleküle in der anderen Hälfte aufhalten.
Diese statistische Deutung des 2. Hauptsatzes relativiert die Irreversibilität natürlicher Prozesse: Bei der Betrachtung von Mikrozuständen trifft man regelmäßig auf reversible Prozesse, während diese mit zunehmender Größe des Systems immer unwahrscheinlicher werden. Also folgen auf Zustände geringerer thermodynamischer Wahrscheinlichkeit solche größerer Wahrscheinlichkeit. Es liegt daher nahe, jeden irreversiblen Vorgang als ein Übergehen zu Zuständen größerer Wahrscheinlichkeit (und damit größerer Entropie) zu deuten. Der universelle Zusammenhang zwischen Entropie *S* und thermodynamischer Wahrscheinlichkeit *W* wurde von BOLTZMANN (1905) beschrieben: Die Entropie ist eine Funktion der Wahrscheinlichkeit.

$$S = f(W) \tag{4}$$

Je höher die Entropie eines Systems ist, desto mehr Mikrozustände sind möglich, die den gegenwärtigen Makrozustand des Systems realisieren können. Ein System mit niedriger Entropie kann nur durch wenige Mikrozustände verwirklicht werden.
Die Entropie S entspricht gleichzeitig der Information, die notwendig ist, um das System vollständig

zu beschreiben. Zurück zu dem Beispiel der Verteilung von 100 Molekülen auf zwei Gefäße: Die Information, die zur vollständigen Beschreibung des Systems fehlt, ist sehr niedrig, wenn sich in einem Gefäß 1 Molekül und in dem anderen 99 befinden. Es gibt dann nur zwei mögliche Makrozustände, da das einzelne Molekül in dem einen oder dem anderen Gefäß sein könnte. Wenn jedoch die Moleküle gleichmäßig verteilt sind, dann kann jedes Molekül in dem einen oder dem anderen Gefäß sein. Es ergibt sich dadurch eine riesige Anzahl von Möglichkeiten, und man bräuchte sehr viel Information, um den Verbleib eines jeden Moleküls zu kennen. Boltzmann bestimmte für die Funktion f(W) die folgende Lösung:

$$S = k \cdot \ln W \qquad \text{k: Boltzmann-Konstante } (1{,}38 \cdot 10^{-23}\text{J/K}) \qquad (5)$$

Einschränkend ist zu bemerken, daß diese Funktion nur verwendet werden kann, wenn die Eintrittswahrscheinlichkeit für jede Verteilung gleich groß ist. Andernfalls muß zum Beispiel mit der Shannon-Entropie gearbeitet werden (siehe z.B. MAGURRAN 1988).

Wenn es zur Realisierung des beobachteten Makrozustandes nur einen möglichen Mikrozustand gibt, dann ist die Entropie Null und zugleich besitzt man die vollständige Information über das System. Mit zunehmender Entropie steigt die Information, die zur vollständigen Beschreibung des Systems nötig wäre, denn es gibt mehr verschiedene Mikrozustände. C.F. V. WEIZÄCKER (1994) bezeichnet daher positive Entropie als potentielle oder virtuelle Information.

Die Zahl der verschiedenen möglichen Mikrozustände ist theoretisch beliebig groß. Ihre Anzahl hängt davon ab, wie weit sich die Moleküle bewegen müssen, um vom Beobachter einem neuen Mikrozustand zugerechnet zu werden. Damit bekäme die Entropie den Charakter der Beliebigkeit. Dieses Dilemma hob Max Planck mit seinem Wirkungsquantum $\hbar$ auf: Es definiert einen bestimmten sechsdimensionalen Raum, der sich aus Lage- und Impulskoordinaten zusammensetzt. Damit bildet die Gesamtheit aller Mikrozustände kein Kontinuum mehr, sondern eine sogenannte diskrete Mannigfaltigkeit. Folglich umfaßt jeder Makrozustand eines physikalischen Gebildes eine ganz bestimmte Anzahl von Mikrozuständen, und diese Zahl stellt die thermodynamische Wahrscheinlichkeit des Makrozustandes dar.

Die maximal mögliche Anzahl von Mikrozuständen ist im thermodynamischen Gleichgewicht erreicht, also dann wenn alle Elemente des Systems gleichmäßig (ohne Ordnung) verteilt sind und es auch keine Gradienten zwischen verschiedenen Ordnungsgraden gibt. Die Differenz zwischen dieser maximalen Entropie und der aktuell vorliegenden Entropie eines Systems wird als Negentropie bezeichnet. Sie ist ein Maß für die Entfernung des Systems vom thermodynamischen Gleichgewicht. Wird das System mit seiner Umgebung ins Gleichgewicht gebracht, dann nimmt seine Entropie bis zu dem maximal erreichbaren Wert $S_{Gleichgewicht}$ zu.

Die statistische Deutung der Entropie ist der thermodynamischen analog, unter bestimmten Bedingungen sind beide sogar identisch. Letzteres ist allerdings nur der Fall, wenn sich das System in der Nähe des thermodynamischen Gleichgewichts befindet (EBELING et al. 1998).

2.3.2 Exergie

Der Begriff der Exergie wurde von RANT (1956) geprägt, um die Arbeitsfähigkeit von Maschinen zu beschreiben. Doch seine universelle Gültigkeit macht ihn zu einer wichtigen Größe der Ökosystem-Analyse.

Bei der Umwandlung von Energie in eine andere Energieform wird stets auch ein Teil der Energie dissipiert. Sie steht also dem gewünschten Zweck nicht mehr zur Verfügung, da mit ihr z.B. Reibungswärme erzeugt wird. Die Umwandelbarkeit der Energie eines Systems hängt vom Zustand der Umgebung ab. Zum Beispiel kann die Rotationsbewegung der Erde nicht zur Verrichtung von Arbeit genutzt werden, da sich auf der Erde nichts relativ zu dieser Rotation bewegt. Genauso wenig kann die in der Atmosphäre gespeicherte Wärme-Energie zur Verrichtung von Arbeit genutzt werden.

Das mögliche Maximum an Arbeit wird dann verrichtet, wenn das System mit der Umgebung ins Gleichgewicht gebracht wird. Man bezeichnet diese bei der Einstellung des Gleichgewichtes mit der Umgebung maximal gewinnbare Energie als Exergie (JØRGENSEN 1997a). Sie entspricht dem Energiebetrag eines Systems, der in mechanische Arbeit umwandelbar ist. Der nicht in andere Energieformen umsetzbare Rest wird Anergie genannt (BAEHR 1988). Daher besteht jede Energie aus Exergie und Anergie (STEPHAN & MAYINGER, 1990), wobei einer der beiden Anteile auch null sein kann. Exergie ist Energie, die sich unter Mitwirkung der Umgebung in jede andere Energieform umwandeln läßt. Anergie ist Energie, die sich nicht in Exergie umwandeln läßt. Ist in einem System nur noch Anergie vorhanden, dann hat es den Zustand maximaler Entropie erreicht.

Nach dem 1. Hauptsatz gilt, daß bei allen Prozessen die Summe aus Exergie und Anergie konstant bleibt. Und aus dem 2. Hauptsatz folgt, daß sich bei allen irreversiblen Prozessen Exergie in Anergie verwandelt. Nur bei reversiblen Prozessen bleibt die Exergie konstant. Für die Exergie gilt im Gegensatz zur Energie kein Erhaltungssatz. Exergie kann daher verloren gehen. Der sogenannte Exergie-Verlust tritt immer dann auf, wenn Energie dissipiert wird.

JØRGENSEN (1997a) verwendet als Umgebung des Systems den Zustand des thermodynamischen Gleichgewichts. Die Exergie ist dann ein Maß für die Entfernung eines Systems vom thermodynamischen Gleichgewicht. Je größer diese Entfernung, desto niedriger ist die Entropie und desto größer ist die Ordnung des Systems. Diesen Zusammenhang zwischen Entropie und Exergie beschreibt JØRGENSEN (1997a) mit der Gleichung:

$$Ex = T_0 \cdot (S_{eq} - S) \qquad (6)$$

Dabei ist T_0 die Temperatur in der Umgebung des Systems, S_{eq} die Entropie der Umgebung und S die Entropie des Systems. Die Exergie gibt den Unterschied der Entropie zwischen System und Umgebung an.

Erkenntnisse über die Beziehung zwischen dem 2. Hauptsatz der Thermodynamik und der Entstehung des Lebens verdanken wir hauptsächlich SCHRÖDINGER (1944), PRIGOGINE (1977) und EIGEN (1987). Diese Forscher fassen Lebewesen als Nichtgleichgewichts-Strukturen auf, für deren Existenz der Entropie-Export eine entscheidende Rolle spielt. Nach thermodynamischen

Gesichtspunkten sind Lebewesen und Ökosysteme offene Systeme. Sie entwickeln im Laufe der Sukzession ein dynamisches Gleichgewicht, bei dem die im System produzierte Entropie durch die Entropie-Abgabe an die Umgebung ausgeglichen wird. Um den Zustand des Systems zu erhalten, muß die produzierte Entropie vollständig an die Umgebung abgeben werden. Gespeist wird die Entropie-Produktion von der Energie, die das System vornehmlich in Form von Sonnenenergie erhält. Im Gleichgewichtszustand wird also der gesamte Energie-Input in Wärme und eine dem Energie-Input proportionale Menge Entropie umgewandelt. Die ökosystemare Entropie-Produktion besteht im wesentlichen aus den Prozessen der Respiration (Wärmeabgabe und CO_2-Produktion aus den Lebensprozessen), der Evapotranspiration, des fühlbaren Wärmestroms sowie aus der langwelligen Ausstrahlung aus Böden oder Wasserkörpern (MÜLLER & NIELSEN 1996).

2.4 Ökosystemare Selbstorganisation

Selbstorganisation ist die spontane Entstehung von makroskopischen Strukturen aus mikroskopischer Unordnung (EBELING et al. 1998). Die Autoren verstehen unter dem Begriff Struktur „die Art der Zusammensetzung eines Systems aus Elementen und die Menge der Relationen und Operationen, welche die Elemente miteinander verknüpfen.“ Der Strukturbegriff betrachtet also, wieviel Elemente vorliegen, wieviele davon gleich oder verschieden sind und von welcher Art die Beziehungen zwischen diesen Elementen sind. Zwei wesentliche Aspekte von Selbstorganisations-Prozessen sind deren Irreversibilität und Unvorhersagbarkeit (BREEDE 1999).

Erste Vorstellungen zur Selbstorganisation in der Natur wurden bereits in der Antike (PASLACK 1991) und in der abendländischen Philosophie entwickelt (KANT zitiert in FISCHER 1990). Doch seit BOLTZMANN um die Jahrhundertwende entdeckt hatte, daß die Entropie in geschlossenen Systemen stets zunimmt, steckte die Naturphilosophie in einem Dilemma: Wie konnte in biologischen Systemen überhaupt Ordnung bzw. Organisation entstehen? Diesen scheinbaren Widerspruch konnten erst BERTALANFFY (1940), SCHRÖDINGER (1944) und PRIGOGINE (1947) auflösen. Sie erkannten, daß evolvierende Systeme im thermodynamischen Sinne offene Systeme sind, die mit ihrer Umgebung Stoffe und Energie austauschen. Den Durchbruch erbrachte PRIGOGINES Entdeckung, daß Systeme ihre Entropie durch Interaktionen mit ihrer Umgebung verringern können. Die Dissipation von Energie macht es für ein System möglich, Strukturen zu bilden und zu erhalten. EBELING & FREISTEL (1994) erklären diesen Vorgang am Beispiel der solaren Einstrahlung bildlich mit dem Mechanismus der „Photonen-Mühle“, die aus dissipierter Energie ihren eigenen Ordnungszustand erhält oder verbessert und zugleich Entropie an ihre Umgebung abgibt. Ohne den Export dieser Entropie kann in einem offenen System keine Ordnung entstehen (MÜLLER et al. 1997a, MÜLLER et al. 1997b). Da Selbstorganisation nur bei gleichzeitiger Energie-Dissipation möglich ist, führten PRIGOGINE & NICOLIS (1967) den Begriff „dissipative Selbstorganisation“ ein. Hierbei entfernt sich das System vom thermodynamischen Gleichgewicht.

Ein von seiner Umgebung völlig isoliertes Ökosystem würde sich zu einer anorganischen Lösung entwickeln, deren Bestandteile gleichmäßig verteilt wären. Aber unter den tatsächlich herrschenden Bedingungen können Ökosysteme stoffliche Konzentrationen mit einem hohen Energiegehalt

akkumulieren, da ihnen stets Exergie mit der Sonnenstrahlung zufließt. Ökosysteme befinden sich in einem Fließgleichgewicht, da sie stets durch die Sonne mit Exergie versorgt werden, aber zugleich durch Verdunstung, Respiration etc. Entropie produzieren. Das System hat ständig die Tendenz, sich dem thermodynamischen Gleichgewicht anzunähern. Doch solange der Exergie-Zustrom anhält, wird es diesen Zustand nicht erreichen, sondern - wie die Erdgeschichte zeigt - sich eher von ihm entfernen (JØRGENSEN 1997b).

WICKEN (1980) ergänzte PRIGOGINES Entdeckungen: Er stellte fest, daß in einem stetig mit Sonnenlicht versorgten System, wie es die Erde darstellt, chemische Prozeßketten entstehen. Diese degradieren und nutzen die Sonnen-Energie und erhöhen dabei die Entropie. Im Laufe der Zeit stabilisieren sie sich und entwickeln Mechanismen, welche die Funktionalität des Systems auch bei Veränderungen der Umwelt erhalten (JØRGENSEN 1997b).

Nach einer Hypothese von KAY (1984) wird im Laufe der Selbstorganisation von Ökosystemen die Degradation der Exergie des Systems maximiert. Es gibt also einen Trend, die im System vorhandene Energie so zu nutzen, daß möglichst viel Arbeit mit ihr verrichtet werden kann. Aus dieser Hypothese folgt eine zweite, nach der sich Ökosysteme in Richtung einer Maximierung des Überlebenspotentials ihrer Teilsysteme entwickeln, weil ein solches Verhalten die Dissipation der eingetragenen Energie gewährleistet. Eine solche Entwicklung stellt zugleich eine thermodynamische und systembezogene Optimierung dar. Das Überlebenspotential wird von JØRGENSEN (1997a) als ökologische Stabilität bezeichnet. Er konkretisiert den Begriff als die Fähigkeit, Veränderungen zu widerstehen, die durch externe Faktoren bedingt sind.

Funktion und Struktur eines (Öko-)Systems können nur dann erhalten bleiben, wenn die Veränderungen der Umweltfaktoren bestimmte Grenzen nicht überschreiten. „Die Selbstorganisation bricht zusammen, wenn die Veränderungen unüberwindlich werden“ (MARGALEF 1968). Manche Autoren vertreten die Auffassung, daß sich Systeme im Laufe der Selbstorganisation von allein destabilisieren (EIGEN 1987, SCHUSTER & SIGMUND 1982). Diese „selbstorganisierte Kritizität“ (BAK & CHEN 1991) löst einen neuen Prozeß der Selbstorganisation aus, der zu einer neuen Struktur führt. Dieser relativ stabile Entwicklungszustand wird jedoch nach einiger Zeit in einem neuen Zyklus destabilisiert und erneuert usw. Eine strukturelle Stabilität von Ökosystemen ist also nur schwierig mit der Selbstorganisation in Beziehung zu setzen.

Eine häufig diskutierte mögliche Quelle der ökologischen Stabilität ist die Diversität. Die Annahme, Diversität könne Stabilität erzeugen, wird mehr und mehr bezweifelt und durch Gegenbeispiele widerlegt, ist aber nach wie vor heftig umstritten (GIVNISH 1994, TILMAN & DOWNING 1994, KAREIVA 1996, JOHNSON et al. 1996). Diversität ist die innere Vielfalt oder Mannigfaltigkeit eines Systems an Strukturen und Elementen (KUTTLER 1993). Betrachtet man die Biodiversität eines Standortes, dann geht es um die Variabilität der am Systemaufbau beteiligten Sippen, also ihre Arten- und Individuenzahl.

Auch wenn umfassende Daten vorliegen, ist die Auswertung der Ergebnisse äußerst schwierig. Für die Fähigkeit der Biozönose, sich bestimmten Bedingungen anzupassen, ist es nicht unbedingt bedeutsam, wieviele Arten vorhanden sind. Oft ist es wichtiger, welche Arten präsent sind und welche Nischen sie besetzen können (PETERSON et al. 1998).

Die Menge an biologischer Information ist eine entscheidende Randbedingung für die Reaktion biologischer Systeme auf (veränderte) Umweltbedingungen. Die biologische Vielfalt kann daher als eine notwendige Bedingung für die dissipative Selbstorganisation bei den Vorgängen Wachstum, Sukzession und Evolution bezeichnet werden. Doch aus der Menge allein läßt sich nur wenig über das tatsächliche Selbstorganisations-Potential aussagen. Artendiversität eignet sich aus diesem Grund nur als provisorisches Maß der Selbstorganisations-Fähigkeit (KUTSCH et al. 2000). Dies gilt um so mehr, da die Anzahl der untersuchten Taxa in der Regel begrenzt ist, so daß der Bearbeiter nie ganz sicher sein kann, die wichtigsten funktionellen Gruppen erfaßt zu haben.
Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die dissipative Selbstorganisation eine (wenn nicht die) zentrale Eigenschaft von Ökosystemen ist. Jede andere Eigenschaft, die man in einem Ökosystem untersucht, ist vom Grad der Selbstorganisations-Fähigkeit des Systems geprägt. Doch wie kann man die Selbstorganisations-Fähigkeit von Ökosystemen untersuchen? Es gibt dazu in der Literatur zahlreiche Quellen (Übersicht s. JØRGENSEN & MÜLLER 2000). Einige zum Teil selbstentwickelte Ansätze werden in den folgenden Abschnitten skizziert.

2.4.1 Exergie-Analyse nach JØRGENSEN

Biologische Strukturen erhalten und reproduzieren sich mit Hilfe der im genetischen Material gespeicherten Information. Sie wird durch Sukzession und Evolution fortentwickelt und an spätere Generationen weitergegeben. Die genetische Information spiegelt also die Ergebnisse der Selbstorganisation wider. Außerdem steht sie mit der gespeicherten Exergie des Systems in Zusammenhang, denn die Exergie eines Ökosystems ist die in Biomasse akkumulierte Energie und Information (JØRGENSEN 1997a).
Exergie kann zwar nicht direkt gemessen werden, doch JØRGENSEN hat Modelle entwickelt, mit denen sich die Exergie von Ökosystemen berechnen läßt. Das Ergebnis solcher Berechnungen liefert aber eher ein relatives Maß, so daß JØRGENSEN neuerdings nur noch von einem Indikator für Exergie spricht (1998). Es ist mit seiner Methode nur möglich, die Exergie eines Systems mit vereinfachten Eingangsgrößen zu berechnen.
Die empirische Formel für die Berechnung der Exergie nach MEJER & JØRGENSEN (1979) lautet:

$$Ex = RT \sum_{i=0}^{N} \left[c_i \cdot \ln\left(\frac{c_i}{c_i^{eq}} \right) - (c_i - c_i^{eq}) \right] \qquad (7)$$

Dabei ist R die Gaskonstante, T die absolute Temperatur, c_i die Konzentration der Komponente i im System, c_i^{eq} die Konzentration der Komponente i im thermodynamischen Gleichgewicht. Mit verschiedenen Werten für c_i^{eq} wird der unterschiedliche Beitrag berücksichtigt, den verschiedene Organismen zur Exergie des gesamten Systems leisten.
Mit dem Begriff „Komponente“ sind Bestandteile des Ökosystems gemeint, die je nach ihrer Komplexität in Gruppen zusammengefaßt werden. Die niedrigste Komplexität erreichen die anorganischen Substanzen (i=0), die daher im thermodynamischen Gleichgewicht die größten

Konzentrationen aufweisen. Die anderen Komponenten umfassen bestimmte taxonomische Gruppen, die nach der Anzahl der Gene in ihrem Genom zusammengefaßt werden. Beispiele solcher Gruppen sind: Algen, Insekten, Fische, Säugetiere usw. Nach LI & GRAUER (1991) kann die Zahl der Gene als Maß für die Komplexität einer taxonomischen Gruppe akzeptiert werden.

Die Wahrscheinlichkeit, daß sich im thermodynamischen Gleichgewicht spontan zum Beispiel eine Zelle bildet, ist so gering, daß der Eintritt eines solchen Ereignisses praktisch ausgeschlossen ist. Trotzdem kann man die Wahrscheinlichkeit berechnen, mit der es eben doch zur spontanen Zellbildung kommen kann. Wegen dieser sehr niedrigen Wahrscheinlichkeit ist auch die Konzentration spontan entstandener Zellen äußerst niedrig – und doch bestimmbar. Noch unwahrscheinlicher ist die Entstehung von vielzellig differenzierten Organismen mit größerem Genom. JØRGENSEN nimmt an, daß die Größe des Genoms eines Organismus repräsentativ ist für die Wahrscheinlichkeit, mit der er im thermodynamischen Gleichgewicht spontan entsteht. Je niedriger diese Wahrscheinlichkeit, desto größer ist die Exergie eines solchen Organismus, wenn er tatsächlich existiert.

Aus der Zahl der Gene in verschiedenen taxonomischen Gruppen berechnet JØRGENSEN zunächst ihre Konzentration unter den Bedingungen des thermodynamischen Gleichgewichts und schließlich einen Faktor, der ihrem Beitrag zur gesamten Exergie des Systems entspricht. Eine detaillierte Beschreibung aller Rechenschritte findet sich zum Beispiel in JØRGENSEN (1997b). Als Ergebnis erhält man zum Beispiel für Fische den Faktor 344 und für Zooplankton den Faktor 44. Mit diesem Wert müssen die Biomassen der jeweiligen Gruppe multipliziert werden, um die Exergie zu bestimmen.

Exergie-Berechnungen wurden an verschiedenen aquatischen Ökosystemen durchgeführt (z.B. MARQUES et al. 1997, JØRGENSEN 1995). JØRGENSEN verglich die Exergie von 15 großen Seen (u.a. Ontario, Viktoria, Tschad). Es zeigte sich, daß mit dem Grad der Eutrophierung die Exergie stetig zunahm und in extrem eutrophen Seen schließlich wieder zurückging.

Als weitere Größe verwendete JØRGENSEN hier die spezifische Exergie. Dies ist die Exergie des gesamten Systems geteilt durch seine Biomasse. Mit Hilfe dieser Größe lassen sich System-Unterschiede beschreiben, die durch die quantitative Exergie-Betrachtung allein nicht erkennbar sind. Zum Beispiel können unterschiedlich stark eutrophe Seen eine ähnliche Exergie aufweisen: In einem eutrophen See findet man häufig weniger Arten als in einem mesotrophen See. Und je stärker die Eutrophierung, desto weniger Wirbeltier-Arten (Fische) und höhere Pflanzen (z.B. *Litorella*) kommen in der Regel vor. Trotzdem kann die Biomasse eines eutrophen Sees sehr groß sein, denn die verbliebenen Arten können in großen Mengen auftreten (LAMPERT & SOMMER 1993). Ein mesotropher See kann dagegen weniger Biomasse enthalten. Aber wegen der größeren Komplexität seiner Biozönose (z.B. mehr Wirbeltier-Arten) kann er durch die Multiplikation aus Biomasse und den Umrechnungs-Faktoren ähnliche Exergie-Mengen aufweisen wie der eutrophe See (JØRGENSEN 1995). Doch auch wenn dieser See tatsächlich dieselbe Exergie-Menge enthält wie der eutrophe, so wird doch seine spezifische Exergie deutlich höher sein, weil er pro Biomasse-Einheit mehr Exergie enthält.

Letztlich handelt es sich bei der Exergie-Berechnung um eine gewichtete Erfassung von Biomassen

verschiedener Artengruppen eines Ökosystems. Die Gewichtung wird nach der Information vorgenommen, die im Genom der Organismen gespeichert vorliegt. Höherentwickelte Arten, die nach JØRGENSEN durch eine größere Zahl von Genen hinreichend gekennzeichnet sind, werden bei dieser Analyse von Biomasse-Daten stärker gewichtet, das heißt höher bewertet. Es wird angenommen, daß der Informationsgehalt einer Artengruppe ihrer Bedeutung für die Entfernung des Gesamtsystems vom thermodynamischen Gleichgewicht entspricht. Ein hoher Wert findet sich also in Ökosystemen, die viel Biomasse enthalten und in denen die hochentwickelten Arten (Wirbeltiere, Vögel) stark vertreten sind.

Da für eine Exergie-Berechnung sehr genaue Daten über die Zusammensetzung der Biozönose benötigt werden, eignet sich das Verfahren vor allem für solche Systeme, deren Biozönose einfach zu erfassen ist. Es ist von Vorteil, wenn das untersuchte Ökosystem keine allzu große zeitliche Variabilität in der Zusammensetzung der Biozönose aufweist, denn sonst liefert das Verfahren nur eine wenig repräsentative Momentaufnahme. Weiterhin sind genaue Daten über die Größe der Genome von verschiedenen Taxa erforderlich. Gerade diese Anforderung macht eine Anwendung des Verfahrens auf terrestrischen Standorten sehr schwierig, denn für viele terrestrische Arten gibt es solche Daten noch nicht. Insbesondere für höhere Pflanzen wären diese Informationen sehr wichtig, denn die Vielzahl an Arten und Lebensformen kann bislang noch nicht durch differenzierte Umrechnungs-Faktoren erfaßt werden. Es gibt lediglich einen Faktor für die Gruppe „Höhere Pflanzen“. Daher ist diese Methode gegenwärtig für terrestrische Systeme nicht verwendbar.

Bei den rasanten Fortschritten in der genetischen Forschung wird dieses Hemmnis vielleicht bald überwunden sein. Es wird aber immer schwierig bleiben, vollständige Daten zu gewinnen, welche das Vorkommen und die Häufigkeit (in kg pro Flächeneinheit) der relevanten Taxa beschreiben. Auch am Kieler Ökologie-Zentrum liegen bislang keine Datensätze vor, die für eine solche Analyse genügend detailliert wären.

2.4.2 Relative Exergie-Aufnahme nach SCHNEIDER & KAY

SCHNEIDER & KAY (1994) beschäftigen sich in ihrem Ansatz mit der Frage, wieviel Exergie ein Ökosystem aus der Sonnenstrahlung gewinnen kann. Sie betrachten die Erde als ein im thermodynamischen Sinne offenes System, das durch die Sonnenstrahlung einem großen energetischen Gradienten ausgesetzt ist. Dieses System „strebt“ danach, den Gradienten mit allen verfügbaren physikalischen und chemischen Mitteln abzubauen. Die kontinuierliche Energie-Dissipation ist daher die treibende Kraft für Wachstum, Entwicklung und Evolution. „*Höher entwickelte Systeme sind bessere Dissipatoren.*“ (zitiert von JØRGENSEN 1997b). Um ihre Hypothesen zu stützen, zitieren SCHNEIDER & KAY (1994) eine Arbeit zur Energie-Bilanzierung von LUVALL & HOLBO (1989). Letztere untersuchten die Auswirkungen der Bestandes-Struktur auf ökosystemare Energie-Flüsse. An verschiedenen Waldökosystemen (H.J. Andrews Experimental Forest in Oregon) wurden an Strahlungstagen im Sommer verschiedene Parameter des Lichtklimas gemessen und daraus Strahlungsbilanzen berechnet:

Kurzwellige Strahlungsbilanz: $K^* = (1-\alpha)\phi\,(K\downarrow)$ (8)

Dabei ist α die Albedo des Standortes, ϕ ein Koeffizient, der die Steigung des Geländes wiedergibt und $K\downarrow$ die gemessene eingestrahlte Sonnen-Energie [W m^{-2}].

Langwellige Strahlungsbilanz: $L^* = L\downarrow - \varepsilon\,\sigma\,T^4$ (9)

Dabei ist $L\downarrow$ die gemessene langwellige Einstrahlung, ε der Emissions-Koeffizient (schwankt für Pflanzenbestände zwischen 0,94 und 0,99 (MONTEITH & UNSWORTH 1990, TAYLOR 1979), σ die Stefan-Boltzmann-Konstante ($5{,}7 \cdot 10^{-8}$ W m^{-2} T^{-4}) und T die Oberflächen-Temperatur [K].

Die Oberflächentemperatur der untersuchten Ökosysteme wurde vom Flugzeug aus mit einem TIMS (Thermal Infrared Multispectral Scanner) gemessen. Aus den beiden Größen K^* und L^* ergibt sich die gesamte Strahlungsbilanz:

$$R_n = K^* + L^* \quad (10)$$

R_n ist der Anteil der eingestrahlten Energie, der für Evapotranspiration, Wärme und Speicherung zur Verfügung steht. Letztendlich wird diese Energie vollständig in Wärme umgewandelt. SCHNEIDER & KAY berechnen den Quotienten R_n / K^* und verwenden ihn als Maß für die Effektivität, mit der das Ökosystem kurzwellige Strahlungsenergie in Wärme umsetzt. R_n / K^* ist der prozentuale Anteil der kurzwelligen Nettostrahlung, der nicht als langwellige Strahlung abgegeben, sondern vom Ökosystem in Wärme umgewandelt wird. SCHNEIDER & KAY verwenden den Quotienten R_n / K^* als ein Maß für die Exergie-Aufnahme von Ökosystemen. Je höher der Wert, desto effizienter wird der solare Energie-Gradient dissipiert und desto höher ist das Ökosystem organisiert. Dies können die Autoren an einem Beispiel belegen: Tabelle 2 zeigt einen Vergleich zwischen einem Geröllfeld und einem Kahlschlag einerseits und einer Douglasfichten-Monokultur, einem naturnahen nachwachsenden 23-jährigen Jungwald und einem 400-jährigen unbewirtschafteten Douglasfichten-Bestand andererseits. Die Daten wurden an einem Sommertag mittags von einem Flugzeug aus gemessen.

Tabelle 2: An einem Sommertag mittags gemessene Daten zur Strahlungsbilanz verschiedener Ökosysteme (LUVALL & HOLBO 1989, SCHNEIDER & KAY 1994).

	Geröll-feld	**Kahl-schlag**	**Douglasfichten-Monokultur**	**Naturnaher Jungwald, 23 Jahre nach Kahlschlag**	**400-jähriger Douglasienwald**
Oberflächen-temperatur [°C]	50,7	51,8	29,9	29,4	24,7
Rn/K* [%]	62	65	85	86	90

Es zeigt sich, daß der alte, unbewirtschaftete Wald den von der Sonne auferlegten Energie-Gradienten am effektivsten degradiert und zugleich die niedrigste Oberflächentemperatur aufweist.

Dieser Forschungsansatz kann mit dem Datenbestand des Kieler Ökologie-Zentrums an zwei Standorten im Schwerpunktraum des Untersuchungsgebietes (vgl. Kapitel 3.4 und 4.5) reproduziert werden.

Der Quotient R_n / K^* ist nur ein relatives Maß für die Energie-Dissipation. Er erlaubt keine Quantifizierung der aufgenommenen Exergie. Und auch als relatives Maß ist er nur für Zeiträume einsetzbar, in denen eine positive kurzwellige Einstrahlung gemessen wurde. SCHNEIDER & KAY verwenden sogar nur Werte, die an wolkenlosen Sommertagen mittags gemessen wurden.

Auch in der Literatur finden sich noch keine Hinweise, wie die Exergie-Flüsse in ein Ökosystem direkt zu quantifizieren sind. Deshalb wurde ein neuer Ansatz entwickelt, mit dem sich die Exergie-Menge, die ein Ökosystem als Strahlung aufnimmt, berechnen läßt. Dabei wird, analog zur statistischen Deutung der Entropie (vgl. Kapitel 2.3.1), mit einem statistischen Ansatz gearbeitet.

2.4.3 Exergie-Konzept nach SVIREZHEV & STEINBORN

Exergie ist eine notwendige Ressource von Ökosystemen. Trotzdem gab es bislang keine Methode, mit der bestimmt werden konnte, wieviel Exergie Ökosysteme aufnehmen. Die weitaus wichtigste Exergie-Quelle ist die solare Einstrahlung. Je nachdem, wie diese umgesetzt wird, kann ein Ökosystem mehr oder weniger Exergie aufnehmen. Als Datengrundlage benötigt man kontinuierliche Messungen der verschiedenen Komponenten der Strahlungsbilanz, die zum Standard bei meteorologischen Untersuchungen zählen. Mit Hilfe eines statistischen Modells läßt sich auf dieser Grundlage die aufgenommene Exergie genau quantifizieren.

2.4.3.1 Modell der Interaktionen zwischen Sonnenstrahlung und Erdoberfläche

Das Modell macht sich einige Eigenschaften von Strahlungsvorgängen zunutze, die es erlauben, mit einem statistischen Ansatz die Interaktionen zwischen solarer Einstrahlung und Erdoberfläche abzubilden. Strahlung ist eine Form von Energie, die sich in Form von elektromagnetischen Wellen ausbreitet. Jede elektromagnetische Welle ist durch die Frequenz ihrer Schwingung und deren Wellenlänge gekennzeichnet. Elektromagnetische Wellen breiten sich im Vakuum mit einer Geschwindigkeit von 3×10^8 m s^{-1} (Lichtgeschwindigkeit) aus. Frequenz ν, Ausbreitungs-Geschwindigkeit c und Wellenlänge λ stehen über die Gleichung $\nu = c / \lambda$ miteinander in Beziehung (V. WILLERT et al. 1995).

Strahlung hat eine Doppelnatur: Sie hat nicht nur Eigenschaften der elektromagnetischen Welle, sondern sie muß auch als Teilchenstrahlung aufgefaßt werden. Die Strahlungsteilchen werden als Photonen bezeichnet. Sie haben keine Masse und ihre Anzahl kann sich durch Absorption und Emission verändern (DIU et al. 1994). Zwischen den Photonen treten keine Wechselwirkungen auf, so daß sie sich wie ein ideales Gas verhalten. Die Frequenz, in der die Strahlung schwingt, hängt von der Temperatur des emittierenden Körpers ab. Die Strahlungstemperatur der Sonne beträgt etwa 5700°C. Daher emittiert die Sonne energiereiche, kurzwellige Strahlung (mit hoher Frequenz).

Wenn die kurzwellige Solarstrahlung (E_s^{in}) die Erdoberfläche erreicht, dann wird ein Teil der

Strahlung reflektiert (Albedo E_s^{out}). Der größere Anteil wird jedoch absorbiert, wodurch sich die Erde erwärmt und ihrerseits zum Emittenten wird. Wegen der niedrigeren Temperatur ist diese Abstrahlung (E_l^{out}) durch eine größere Wellenlänge (=niedrigere Frequenz) gekennzeichnet. Sie wird auch Wärmestrahlung genannt.
Die Abstrahlung wird zum Teil in der Atmosphäre absorbiert, und zwar vor allem von Wasserdampf und CO_2 (MALBERG 1997). Auch in diesem Fall treibt die Strahlungsabsorption eine erneute Emission an. Dabei entsteht ebenfalls langwellige Strahlung, die zum Teil nach unten gerichtet ist, also wieder auf die Erde trifft (E_l^{in}). Es gibt also 4 grundlegende Strahlungsvorgänge (Abbildung 1).

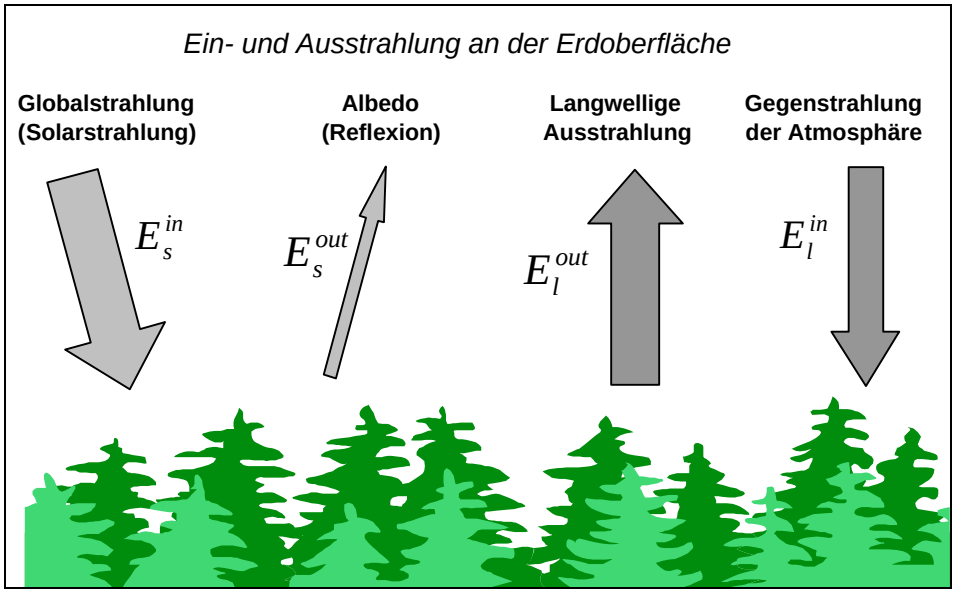

Abbildung 1: Schematische Darstellung der Strahlungsvorgänge an der Erdoberfläche.

Die Summe dieser nach oben oder nach unten gerichteten Energieflüsse ist die Strahlungsbilanz *R*:

$$R = E_l^{in} + E_s^{in} - E_l^{out} - E_s^{out} \qquad (11)$$

Durch die Interaktion zwischen Solarstrahlung und Erdoberfläche verändern sich das Spektrum und auch die Anzahl an Photonen auf charakteristische Weise. Gleichzeitig ändert sich durch die Strahlung die Beschaffenheit der Vegetation. All dies hat Konsequenzen für die Energie- und Exergie-Flüsse. Im folgenden wird erläutert, wie der Fluß von Exergie mit Hilfe der statistischen Thermodynamik analysiert werden kann.
Solar- und Wärmestrahlung sind durch ihre spektrale Zusammensetzung $E^0(\nu)$ und $E^1(\nu)$ gekennzeichnet. Dabei ist ν die Frequenz (Anzahl der Schwingungen pro Sekunde), E^0 die Einstrahlung und E^1 ist die Ausstrahlung bzw. Reflexion. Unterteilt man das gesamte Spektrum in *n* Intervalle $[\nu_i, \nu_{i+1}]$, $i = 1,\ldots,n$, dann sind die Strahlungsenergien jedes Intervalls $E_i^0(\nu)$ für die

Einstrahlung und $E_i^1(\nu)$ für die nach oben gerichtete Strahlung. Die Energie eines Photons beträgt $\hbar \cdot \nu$, wobei $\hbar$ das PLANCK´sche Wirkungsquantum ($6{,}626 \cdot 10^{-34}$ J s) ist. Somit ist $E(\nu)/\hbar$ die Anzahl der Photonen mit der Frequenz ν (= Anzahl der „grünen“ oder „roten“ Photonen). Auf diese Weise können Photonen voneinander unterschieden werden. Es ist aber einfacher, mit nicht unterscheidbaren Objekten zu arbeiten. Daher wird jedes Photon einer bestimmten Frequenz ν als die Summe von ν verschiedenen “Partikeln” betrachtet, die alle die Energiemenge $\hbar$ tragen. Die Anzahl dieser Partikel wird also bestimmt durch die Anzahl der Schwingungen pro Sekunde. Die Strahlungsenergie der Einstrahlung des *i*-ten Wellenlängen-Intervalls ist dann bestimmt durch:

$$E_i^0 = \int_{\nu_i}^{\nu_{i+1}} E(\nu)\, d\nu = \int_{\nu_i}^{\nu_{i+1}} \hbar\nu \;\; n_\nu \;\; d\nu = \hbar \int_{\upsilon_i}^{\upsilon_{i+1}} n_\nu \nu \;\; d\nu = \hbar\, N_i \qquad (12)$$

Dabei ist n_ν die Anzahl Photonen mit der Frequenz ν , die in einer bestimmten Zeitspanne eine bestimmte Oberfläche erreichen und $N_i = \int_{\nu_i}^{\nu_{i+1}} n_\nu \nu \;\; d\nu$ ist die Anzahl der Partikel im Intervall *i*.

Die Veränderungen der Strahlung durch Absorption, Emission und Streuung können mit einem Modell untersucht werden, indem die Photonen nach ihrer Frequenz gruppiert werden. In der Mathematik verwendet man dazu ein Urnen-Modell:
Es gebe *n* verschiedene Urnen. In jeder Urne befinden sich die Photonen eines Frequenz-Intervalls. Die Anzahl der Partikel in jeder Urne beträgt $N_i^0 \;\; (i = 1, ..., n)$. Die Energiemenge E_0^i (Einstrahlung im Wellenlängen-Intervall *i*) beträgt $\hbar N_i^0$. Es wird angenommen, daß alle Operationen mit dieser Urne unabhängig von Operationen mit anderen Urnen sind und umgekehrt Operationen anderer Urnen nicht beeinflussen. Die Urne mit dem *i*-ten Frequenz-Intervall wird als die *i*-te Urne bezeichnet. In Übereinstimmung mit SHANNON & WEAVER (1963) oder BOLTZMANN (1905) ist die Information eines Partikels aus der *i*-ten Urne:

$$\sigma_i^0 = -k \;\ln \Pi_i^0 \qquad (13)$$

Dabei ist *k* die Boltzmann Konstante ($5{,}7 \cdot 10^{-8}$ W m^{-2} T^{-4}) und Π_i^0 die Wahrscheinlichkeit, genau dieses Partikel aus der *i*-ten Urne auszuwählen. Diese Wahrscheinlichkeit ist bestimmt durch $\Pi_i^0 = 1/N_i^0$. Nach BOLTZMANN (1905) ist die Information (=Entropie) eines Partikels: $\sigma_i^0 = k \ln(N_i^0)$, wobei N_i^0 die Anzahl der Möglichkeiten ist, ein bestimmtes Photon aus der Menge N_i^0 auszuwählen.

Nun wird die Anzahl der Partikel in der *i*-ten Urne um den Wert δN_i verändert (z.B. indem sich die Frequenz einiger Photonen verändert, so daß sie in eine andere Urne gelangen). Der Wert δN_i ist größer als Null, wenn Partikel hinzukommen und kleiner als Null, wenn Partikel entfernt werden. Dieses Experiment ist ein einfaches statistisches Modell, das die Veränderung der spektralen Zusammensetzung der Solarstrahlung beschreibt. Verursacht wird diese Veränderung durch

Reflexion, Absorption und spektrale Transformation der Strahlung durch die Erdoberfläche.

Die neue Anzahl der Photonen in der *i*-ten Urne sei N_i . In dieser neuen Situation ist die in einem Photon gespeicherte Information $\sigma_i = -k \ln(1/N_i) = k \ln N_i$.

Daraus ergibt sich der Zuwachs an spezifischer Information pro Partikel:

$$\sigma_i - \sigma_i^0 = k \ln \frac{N_i}{N_i^0}. \tag{14}$$

Um den absoluten Informationszuwachs δI_i für die ganze Urne zu erhalten, muß der Wert $\sigma_i - \sigma_i^0$ mit der Anzahl der neuen Partikel δN_i multipliziert werden:

$$\delta I_i = \left(\sigma_i - \sigma_i^0\right) \delta N_i = k \ln \frac{N_i}{N_i^0} \delta N_i \tag{15}$$

Diese Formel ist gültig für kleine Änderungen der Partikelzahl. Je stärker sich die Anzahl ändert, desto ungenauer wird das Ergebnis, weil sich der Informationszuwachs mit jedem weiteren Partikel ändert. Eine Formel, die für jede beliebige Anzahl an neuen Partikeln ein korrektes Ergebnis liefert, muß daher ein Integral von (15) sein. Bezeichnet man die Anzahl der Partikel am Ende eines Experiments mit N_i^1, dann ist das Integral von (15) zwischen N_i^0 und N_i^1:

$$\frac{I_i^1 - I_i^0}{k} = \int_{N_i^0}^{N_i^1} \ln \frac{N_i}{N_i^0} \; dN_i \tag{16}$$

Um dieses Integral zu berechnen, muß es zunächst zerlegt werden. Da $\ln \frac{N_i}{N_i^0} = \ln N_i - \ln N_i^0$ ergibt sich:

$$\int_{N_i^0}^{N_i^1} \ln \frac{N_i}{N_i^0} \; dN_i = \int_{N_i^0}^{N_i^1} \ln N_i \; dN_i - \ln N_i^0 \int_{N_i^0}^{N_i^1} dN_i \tag{17}$$

Unter Verwendung der Integrationsregeln für logarithmische Funktionen (BATSCHELET 1988) erhält man für das erste Integral:

$$\int \ln N_i \; dN_i = N_i \ln N_i - N_i \tag{18}$$

Setzt man N_i^0 und N_i^1 als untere und obere Grenzen des Integrals, dann ergibt sich:

$$\int_{N_i^0}^{N_i^1} \ln N_i \; dN_i = \left(N_i^1 \ln N_i^1 - N_i^1\right) - \left(N_i^0 \ln N_i^0 - N_i^0\right) \tag{19}$$

Das zweite Integral ist einfacher zu bestimmen:

$$\int_{N_i^0}^{N_i^1} dN_i = N_i^1 - N_i^0 \tag{20}$$

Faßt man die beiden Integrale zusammen, dann erhält man als Lösung:

$$\begin{aligned}\int_{N_i^0}^{N_i^1} \ln\frac{N_i}{N_i^0}\, dN_i &= N_i^1 \ln N_i^1 - N_i^1 - N_i^0 \ln N_i^0 + N_i^0 - N_i^1 \ln N_i^0 + N_i^0 \ln N_i^0 = \\ &= N_i^1 \ln\frac{N_i^1}{N_i^0} - \left(N_i^1 - N_i^0\right)\end{aligned} \tag{21}$$

Mit der Summe aller vorhandenen Urnen erhält man schließlich die Formel für die absolute Informations-Zunahme des Systems:

$$I^1 - I^0 = k\sum_{i=1}^{n}\left\{N_i^1 \ln\left(N_i^1 / N_i^0\right) - \left(N_i^1 - N_i^0\right)\right\} \tag{22}$$

Als Meßwerte liegen jedoch keine Partikelzahlen vor. Damit Energiewerte zur Berechnung verwendet werden können, muß in die Formel die Gleichung $N_i = E_i / \hbar$ (s. Gleichung (12)) eingesetzt werden. Setzt man diesen Term für N_i ein, dann erhält man nach einigen Umformungen:

$$\left(I^1 - I^0\right)\frac{\hbar}{k} = \sum_{i=1}^{n}\left\{E_i^1 \ln\left(E_i^1 / E_i^0\right) - \left(E_i^1 - E_i^0\right)\right\} \tag{23}$$

Dieser Zuwachs an Information, ausgedrückt in der Einheit der Energie, wird im Folgenden als Exergie bezeichnet. Es ist also:

$$Ex = \left(I^1 - I^0\right)\frac{\hbar}{k} \tag{24}$$

Diese Exergie ist der Rohstoff für alle energetischen Prozesse eines Ökosystems. Durch die Sonnenstrahlung findet ein Energie-Fluß zur Erde statt, der zugleich ein Exergie-Fluß ist.

2.4.3.2 Verwendung meteorologischer Daten zur Exergie-Berechnung

Häufig werden bei meteorologischen Messungen nur zwei Wellenlängenbereiche erfaßt. Dies sind die kurzwellige Strahlung zwischen ca. 300 – 3000 *nm* und die langwellige Strahlung zwischen ca. 3000 – 100000 *nm* (SZEICZ 1975). In diesem Fall ist die Anzahl der Urnen $n = 2$. Somit ergibt sich für die Formel (23):

$$Ex = E_l^{out}\ \ln\frac{E_l^{out}}{E_l^{in}} + E_s^{out}\ \ln\frac{E_s^{out}}{E_s^{in}} + R \tag{25}$$

Dabei sind E_l^{in} und E_s^{in} die eingestrahlte lang- und kurzwellige Strahlung, E_l^{out} und E_s^{out} sind die gleichen Werte für die Ausstrahlung bzw. Reflexion.

$$R = E^{in} - E^{out} \quad E^{in} = E_l^{in} + E_s^{in} \quad E^{out} = E_l^{out} + E_s^{out} \qquad (26)$$

Die Strahlungsbilanz *R* ist derjenige Anteil der Solarstrahlung, der von der Erdoberfläche absorbiert wird. Sie kann – zum Beispiel nachts - negative Werte annehmen, wenn die Ausstrahlung höher ist als die Einstrahlung.
Mit einer größeren Zahl von Intervallen würde die Genauigkeit der Berechnung erheblich steigen, so daß der berechnete Wert der Exergie immer besser mit der Realität übereinstimmt. Im Idealfall müßte man die genaue spektrale Verteilung der Strahlung kennen, so daß für alle Wellenlängen die Exergie gesondert berechnet werden kann.
Mit Hilfe der sogenannten Kullback–Information (s. z.B. KULLBACK 1959) läßt sich die Zunahme der Information nach einer Veränderung der Verteilung von Elementen in einem System beschreiben. Die Formel für den Wert der Kullback-Information *K* lautet:

$$K = \sum_{i=1}^{n} p_i \, ln \frac{p_i}{p_i^0} \qquad K \geq 0, \quad (K = 0 \quad wenn \quad \mathbf{p} = \mathbf{p}_0) \qquad (27)$$

Der Wert p^0 gibt eine Ausgangsverteilung an. In unserem Fall wäre p^0 zum Beispiel der Anteil der langwelligen Einstrahlung an der gesamten Einstrahlung. Nach einer Änderung der Verteilung von Elementen ändert sich p^0 zu *p* (*p* ist in unserem Beispiel der Anteil der langwelligen Ausstrahlung an der Summe aus Reflexion und Ausstrahlung). Die Kullback-Information $K(p, p^0)$ ist ein relatives Maß für diese zusätzliche Information. Das Produkt aus *K* und der gesamten Masse des betrachteten Systems entspricht dann der gesamten Information, die während der Zustandsänderung von einem Ausgangszustand zu einem Endzustand akkumuliert wurde.
Verwendet man die Kullback-Information für unser Experiment mit zwei Urnen, dann ergibt sich:

$$K = p \ln(p / p_0) + q \ln(q / q_0) \qquad (28)$$

dabei ist $p_0 = \frac{E_l^{in}}{E^{in}}$, $p = \frac{E_l^{out}}{E^{out}}$, $q_0 = \frac{E_s^{in}}{E^{in}}$, $q_i = \frac{E_s^{out}}{E^{out}}$

Aus (25) und (28) ergibt sich für die Exergie:

$$Ex = E^{out} \; K + E^{out} \; \ln \frac{E^{out}}{E^{in}} + R \qquad (29)$$

Die Exergie hängt also von zwei unabhängigen Variablen, *K* und *R*, sowie von dem externen Parameter E^{in} ab.

2.4.3.3 Strahlungsbilanz-Koeffizient und Exergie-Koeffizient

Neben der quantitativen Analyse der Flüsse von Energie und Exergie können auch qualitative Aussagen getroffen werden. Dazu werden zwei weitere Begriffe benötigt:
1. Das Verhältnis $\eta_R = R / E^{in}$ wird als Strahlungsbilanz-Koeffizient benannt. Dieser Parameter beschreibt den Anteil der absorbierten Strahlung an der gesamten nach unten gerichteten Strahlung.

Wenn die Strahlungsbilanz *R* negativ ist (was z.B. bei Nacht häufig vorkommt), dann ist auch η_R negativ.

2. Analog wird das Verhältnis $\eta_{Ex} = Ex / E^{in}$ als Exergie-Koeffizient bezeichnet. Da ja die Exergie angibt, wieviel mechanische Arbeit ein System zu verrichten vermag, kann man sagen, daß der Exergie-Koeffizient den Wirkungsgrad der Strahlungsabsorption beschreibt. Je höher der Wert von η_{Ex} desto mehr Arbeit kann das System pro eingestrahlte Energie-Einheit verrichten.

Teilt man beide Seiten von Gleichung (29) durch E^{in} und verwendet die neuen Variablen η_R und η_{Ex}, dann erhält man:

$$\eta_{Ex} = (1-\eta_R)K + (1-\eta_R)\ln(1-\eta_R) + \eta_R \qquad (30)$$

Die Gleichung für η_{Ex} ist eine Funktion mit den zwei unabhängigen Variablen η_R und *K*. Die Funktion η_{Ex} steigt monoton mit *K* und hat das Minimum $\eta_{Ex}^* = \eta_{Ex}(\eta_R^*, K) = 1 - e^{-K}$ bei $\eta_R^* = 1 - e^{-K}$. Für $\eta_R^* = 0$ ist $\eta_{Ex}(0, K) = K,$ und für $\eta_R^* = 1$ gilt $\eta_{Ex}(1, K) = 1$. In Abbildung 2 wird die Abhängigkeit der Funktion $\eta_{Ex}(\eta_R, K)$ für zwei verschiedene Werte von *K* gezeigt.

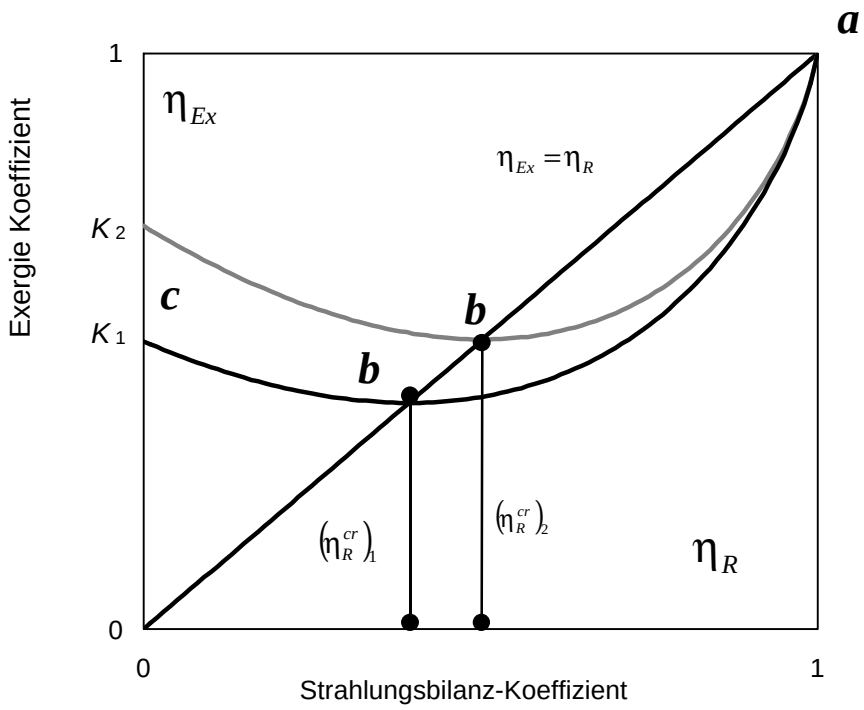

Abbildung 2: Abhängigkeit des Exergie-Koeffizienten η_{Ex} vom Strahlungsbilanz-Koeffizienten η_R bei verschiedenen Werten für die Kullback-Information *K*.

Um einige Eigenschaften der Funktion $\eta_{Ex}(\eta_R, K)$ zu betrachten, unterteilen wir sie in zwei Abschnitte:

Sei K=K_1 . Dann teilt das Minimum $(\eta_R^{cr})_1$ den Graphen η_{Ex} in die beiden Abschnitte *a*-*b* und *b*-*c*. Im Abschnitt *a*-*b* ist $\eta_R > (\eta_R^{cr})_1$ und $\eta_{Ex} < \eta_R$, während im Abschnitt *b*-*c* gilt: $\eta_R < (\eta_R^{cr})_1$ und $\eta_{Ex} > \eta_R$. Aus dieser Beobachtung läßt sich die folgende Hypothese ableiten:

Auf der linken Seite (wenn $\eta_{Ex} > \eta_R$) überwiegt der Fluß von Exergie, das heißt es wird vorwiegend Information erzeugt. Auf der rechten Seite dagegen wird mit der absorbierten Energie weniger nutzbare Energie aufgenommen. Wenn sich der Exergie-Koeffizient η_{Ex} an η_R annähert, dann nähert er sich zugleich einem Minimum (s. Abbildung 2).

Ein dreidimensionales Bild dieser Funktion zeigt Abbildung 3. Mit zunehmender Kullback-Information nehmen auch die Werte des Minimums der Funktion zu. Auch die Krümmung der Fläche steigt mit zunehmendem *K*.

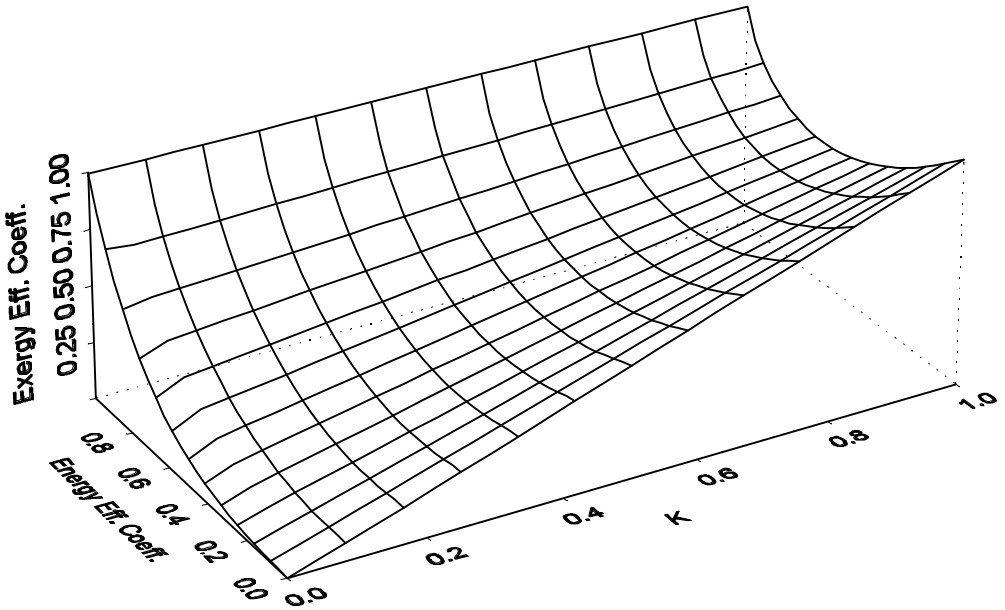

Abbildung 3: Dreidimensionales Bild der Funktion $\eta_{Ex}(\eta_R, K)$.

Neben der Frage, wieviel Exergie einem Ökosystem zur Verfügung steht und wie effizient es damit umgeht, ist auch von Interesse, was mit dieser Exergie geschieht. Um dieser Frage nachzugehen, wurde auf eine Methode von AOKI (1987) zurückgegriffen.

2.4.4 Entropie-Bilanz nach AOKI

Die Entropie ist der Antagonist der Exergie. Wo mit Exergie Arbeit verrichtet wird, nimmt die Entropie zu. Ein System, welches für längere Zeit Entropie akkumuliert, in dem also der Entropie-Export nicht vollständig gelingt, befindet sich nicht in einem Gleichgewichtszustand. Früher oder später wird es seine Gestalt verändern in Richtung eines weniger komplexen Zustandes. Mit AOKIS

(1987) Ansatz können Produktion und Export von Entropie durch Ökosysteme näherungsweise bestimmt werden. Der Autor zeigt, wie die Entropie der verschiedenen Komponenten der Energie-Bilanz berechnet werden kann, um dann daraus Rückschlüsse über die Entropie-Produktion zu ermöglichen. Sein Ansatz folgt der klassischen – also nicht der statistischen - Thermodynamik.
AOKI hat die Entropie-Bilanz von Organismen (AOKI 1987) und auch von Ökosystemen (verschiedene Seen in Japan und den USA: AOKI 1995, 1998) berechnet. Als Umgebung des Ökosystems wird dabei die Atmosphäre angesehen. Der Export von Entropie hat also bereits stattgefunden, wenn die Bestandesgrenzen überschritten sind. Die Entropie-Abgabe ins Weltall wird nicht erörtert. AOKI unterscheidet als Teilprozesse der Energie-Bilanz die direkte solare Einstrahlung E_{dr}, die diffuse solare Einstrahlung E_{sc} (= diffuse Himmelsstrahlung), die reflektierte solare Einstrahlung E_{rf}, die langwellige Ein- und Ausstrahlung $E_{l\downarrow}$ bzw. $E_{l\uparrow}$, sowie den Strom an latenter Wärme E_{evp} und fühlbarer Wärme E_{sens}. Die Energie-Bilanz lautet dann:

$$\Delta Q = \left(E_{dr} + E_{sc} + E_{rf}\right) + \left(E_{l\downarrow} - E_{l\uparrow}\right) + \left(-E_{evp} \pm E_{sens}\right) \qquad (31)$$

AOKI rechnet stets mit Jahresbilanzen. Daher wählt er als Einheit der Energie Joule pro m² und Jahr. Die **Entropie der direkten solaren Einstrahlung** S_{dr} berechnet sich aus dem Energiebetrag der direkten Einstrahlung, der Solarkonstanten e, sowie einer Solarkonstanten s, welche die Entropie der Sonnenstrahlung beim Auftreffen auf die Atmosphäre angibt:

$$S_{dr} = E_{dr}\,\frac{s}{e} \qquad (32)$$

Dabei ist s = 0,3132 [J m^{-2} s^{-1} K^{-1}] und e = 1353 [J m^{-2} s^{-1}]
Die **Entropie der diffusen Himmelsstrahlung** bestimmt AOKI mit der empirischen Formel:

$$S_{sc} = \frac{4}{3}\,\frac{E_{sc}}{T_0}\,X(\varepsilon) \qquad (33)$$

Dabei ist T_0 die Strahlungstemperatur der Sonnenoberfläche mit 5760 K und ε das Verhältnis zwischen der Spektraldichte der diffusen Himmelsstrahlung K_1 und der Spektraldichte der Solarstrahlung vor dem Erreichen der Atmosphäre K_0 (PLANCK 1959). K_0 ist eine Konstante mit dem Wert 0,63 · 10^6 GJ m^{-2} Jahr^{-1}. K_1 berechnet sich mit der Formel: $E_{sc} = \pi\ K_1$.
Weiterhin ist (empirische Formel von AOKI):

$$X(\varepsilon) = \frac{45}{4\pi^4}\,\frac{1}{\varepsilon}\int_0^{\infty} y^2\left[(x+1)\ln(x+1) - x\ln x\right]dy \qquad (34)$$

$$x = \frac{\varepsilon}{e^y - 1}$$

Dieser Term dient der Beschreibung der veränderten Zusammensetzung der Strahlung nach der Streuung in der Atmosphäre. Er stellt einen Faktor dar, der je nach der Stärke der diffusen Himmelsstrahlung die Berechnung der jeweiligen Entropie ermöglicht.
Analog erfolgt die Berechnung der Entropie im Falle der **reflektierten kurzwelligen Strahlung**:

$$S_{rf} = \frac{4}{3} \frac{E_{rf}}{T_0} X(\varepsilon) \quad (35)$$

Auch für die Berechnung der **Entropie der langwelligen Ausstrahlung** wird diese Formel eingesetzt: Das Ökosystem wird als Strahler mit einer bestimmten Temperatur *T* und einem charakteristischen Emissions-Koeffizienten ε aufgefaßt. Als Strahlungstemperatur dient die mittlere Temperatur in Bodennähe. Der Emissions-Koeffizient beträgt für Pflanzenbestände ca. 0,94 (vgl. Kapitel 2.4.2). Die verwendete Formel lautet:

$$S_{l\uparrow} = \frac{4}{3} \varepsilon \sigma T^3 X(\varepsilon) \quad (36)$$

σ ist die Stefan-Boltzmann-Konstante (hier in der Einheit Joule: 1,788 J Jahr^{-1} m^{-2} Grad $^{-4}$).
Die **Entropie der Gegenstrahlung** ist abhängig von den Strahlungseigenschaften der Atmosphäre. Die Atmosphäre absorbiert 94% der langwelligen Strahlung, welche die Erde emittiert (BATTAN, zitiert von AOKI 1987). Außerdem ist nach dem Kirchhoff-Gesetz die Absorption mit der Emission identisch. Folglich gilt auch für die Atmosphäre der Emissions-Koeffizient 0,94.
Mit Hilfe des Zusammenhanges zwischen Strahlung und Temperatur des Strahlers kann man die effektive Temperatur der Atmosphäre berechnen:

$$E_{l\uparrow} = \varepsilon \sigma T^4 \quad (37)$$

$$\Delta Q = \varepsilon \sigma T^4 - E_{l\downarrow} \quad (38)$$

es ergibt sich für die Temperatur: $T_{eff} = \left[\frac{E_{l\downarrow}}{\varepsilon\sigma} \right]^{1/4}$ (39)

Dieser Wert wird dann in die folgende empirische Formel eingesetzt:

$$S_{l\downarrow} = \frac{4}{3} \frac{E_{l\downarrow}}{T_{eff}} X(\varepsilon) \quad (40)$$

Die Entropie der latenten und fühlbaren Wärme wird mit der Gibb´schen Fundamentalgleichung als Quotient aus dem Energie-Fluß und der aktuellen Temperatur bestimmt:

$$S_{evp}=Q_{evp}/T_{evp},\ S_{sens}=Q_{sens}/T_{sens} \quad (41)$$

Fügt man die Entropien der Einzelprozesse zu einer Gesamtbilanz zusammen, dann erhält man einen Netto-Fluß an Entropie. Angenommen das Ökosystem befände sich in einem dynamischen Gleichgewicht hinsichtlich seiner Entropie, dann würde die Entropie-Produktion dem Entropie-Fluß entsprechen. Ob diese Annahme in stark vom Menschen beeinflußten Ökosystemen zulässig ist, kann mit der im folgenden Kapitel zu erörternden Methode untersucht werden.

2.4.5 Entropie-Bilanz von Agrarökosystemen

Der Anbau von Kulturarten bewirkt zwangsläufig eine Verdrängung bzw. Anpassung der

vorhandenen Biozönose. Zugleich ändern die Eingriffe der Landwirte, zum Beispiel durch Pflügen und Ernte, die natürlichen Zeitskalen. Außerdem beeinflussen chemische und mechanische Einwirkungen (Düngung, Pestizid-Einsatz, Pflügen) die Lebensbedingungen der Bodenorganismen (DILLY & MUNCH 1997, DILLY et al. 1997). Dadurch sind Agrarökosysteme automatisch in Ihrer Selbstorganisations-Fähigkeit eingeschränkt. Gleichwohl ist die Landwirtschaft darauf angewiesen, daß sie die Nutzbarkeit der Agrarökosysteme nicht beeinträchtigt.

Doch aus ökonomischer Sicht sind die Erträge der Gegenwart viel wichtiger als solche, die in 30 Jahren zu erzielen sind. Ereignisse, die noch weiter in der Zukunft liegen, sind nur selten wirtschaftlich relevant (HAMPICKE 1991). Das Ziel einer nachhaltigen Nutzbarkeit des Ackerlandes jenseits der ökonomisch bedeutsamen Zeiträume ergibt sich daher eher aus gesellschaftlichen als aus betriebswirtschaftlichen Erwägungen. Dieses Ziel ist Gegenstand interdisziplinärer Forschung (s. BARNETT et al. 1995). Eine quantitative Beschreibung der Nachhaltigkeit ist jedoch noch immer problematisch.

In diesem Abschnitt wird ein Forschungsansatz vorgestellt, der eine thermodynamische Definition der Nachhaltigkeit liefert. Auf dieser Grundlage wird eine Methode vorgeschlagen, mit der abgeschätzt werden kann, wie weit ein Agrarökosystem von einer nachhaltigen Bewirtschaftung entfernt ist.

Aus den Überlegungen der vorangegangenen Kapitel läßt sich ableiten, daß die Nachhaltigkeit eines Systems davon abhängt, ob es seine Struktur langfristig erhalten oder anpassen kann. Dies gelingt jedoch nur, wenn die Entropie, die bei der Dissipation von Energie produziert wird, in die Umgebung des Systems – also in die Atmosphäre - exportiert werden kann. Sind die Produktion und der Export eines Agrarökosystems bekannt, dann läßt sich beurteilen, ob es diese Bedingung der Nachhaltigkeit erfüllt oder nicht (SVIREZHEV 1998, STEINBORN & SVIREZHEV 2000). Es ist aber schwierig, die Entropie-Produktion eines Ökosystems direkt zu berechnen (SCHNEIDER & KAY 1994). Um überhaupt einer Lösung nahezukommen, muß man sie mit einem stark vereinfachten Modell abbilden. Nur unter dem Vorbehalt der Gültigkeit verschiedener Grundannahmen (diese werden jeweils erläutert) liefert das Modell eine realistische Einschätzung der Entropie-Bilanz.

Im Laufe eines Jahres nimmt ein Ökosystem durch die Primärproduktion Energie auf. Ein Teil dieser Energie wird von den Pflanzen für die Respiration verwendet und dabei in Wärme umgewandelt. Die verbleibende Netto-Primärproduktion dient zur Struktur-Erhaltung, sie wird konsumiert oder gespeichert. Befindet sich das System in einem dynamischen Gleichgewicht, dann wird die in der Netto-Primärproduktion gespeicherte chemische Energie vollständig dissipiert, das heißt ebenfalls in Wärme umgewandelt.

Das im folgenden beschriebene Modell befaßt sich mit einem kleinen Ausschnitt der Energie-Umsetzungen eines Ökosystems. Dies sind die ca. 1 - 2% der Globalstrahlung, die durch die Photosynthese als chemische Energie gespeichert werden. Um diesen Prozeß untersuchen zu können, muß er von anderen Vorgängen getrennt werden. Daher werden in diesem Ansatz weder die Entropie der Strahlungsvorgänge noch die Entropie der Verdunstung oder des fühlbaren Wärmestromes untersucht. Diese Prozesse sind mit Entropie-Flüssen verbunden, die um 1 - 2 Größenordnungen über den hier zu betrachtenden Vorgängen liegen. Dies wir später in Tabelle 21 und Tabelle 24

gezeigt.

Die das System erreichende Nettostrahlung dient in diesem Modell dazu, die herrschenden Temperaturverhältnisse aufrechtzuerhalten. Wie in anderen thermodynamischen Modellen (STEPHAN & MAYNINGER 1990) wird daher angenommen, daß zwischen System und Umgebung keine Temperatur- und Druck-Gradienten bestehen. Das bedeutet, es werden isobare und isotherme Prozesse untersucht. Daher taucht in Gleichung (42) nur der Anteil der Strahlungsenergie auf, der in Form von Biomasse vorübergehend gespeichert wird (=Brutto-Primärproduktion). Dann ist die Entropie-Änderung des offenen Systems:

$$dS(t) = d_i S(t) + d_e S(t) \qquad (42)$$

Dabei ist $d_i S(t) = dQ(t)/T(t)$, $dQ(t)$ ist die irreversible Wärmeproduktion im System, $T(t)$ ist die aktuelle Temperatur [K] und $d_eS(t)$ ist die Abgabe von Entropie an die Umgebung.

Die Wärmemenge $dQ(t)$ setzt sich zusammen aus der Wärmeproduktion durch die Respiration der Pflanzen $R_v(t)$, der Konsumenten $R_c(t)$ und der Destruenten $D(t)$. Da $R_v(t) >> R_c(t)$ kann der Metabolismus der Konsumenten bei einer quantitativen Betrachtung vernachlässigt werden. Wenn die Entropie-Produktion durch den Fluß von Entropie an die Umgebung ausgeglichen wird, dann befindet sich das System in einem dynamischen Gleichgewicht (steady-state). In diesem Fall ist $ds(t)$ gleich null. Dieser Zustand kann zum Beispiel von natürlichen Ökosystemen erreicht werden, deren Biozönose einer Klimax-Gesellschaft nahekommt (STEINBORN & SVIREZHEV 2000), denn solche Systeme sind häufig dadurch gekennzeichnet, daß während einer bestimmten Zeit für die Biozönose und für alle chemischen Substanzen ein annäherndes Fließgleichgewicht zwischen Verlusten und Zuwächsen herrscht (CLEMENTS 1936). Für bestimmte Systeme, wie zum Beispiel für Hochmoore, trifft dies allerdings nicht zu. Hochmoore können zwar stabile Biozönosen haben, sie sind aber zugleich akkumulierende Systeme, das heißt sie produzieren mehr Biomasse als wieder veratmet wird.

Integriert man Gleichung (42) über ein Jahr, dann ergibt sich für die Entropie-Änderung in diesem Zeitraum:

$$S(t+1) - S(t) = \int_t^{t+1} \frac{R_v(\tau) + D(\tau)}{T(\tau)}\, d\tau - \delta_e S \qquad (43)$$

wobei das Integral des Entropie-Exportes gegeben ist durch $\delta_e S = \int_t^{t+1} \frac{d_e S}{d\tau} d\tau$. Mit Hilfe des Mittelwertsatzes kann (43) umformuliert werden:

$$\int_t^{t+1} \frac{R_v(\tau)}{T(\tau)}\, d\tau = \frac{1}{T(\theta_1^t)} \int_t^{t+1} R_v(\tau)\, d\tau = \frac{1}{T(\theta_1^t)} [P_0(t) - P_0^n(t)] \qquad (44)$$

$$\theta_1^t, \theta_2^t \in [t, t+1]$$

Die Werte $P_0(t)$ und $P_0^n(t)$ sind die jährliche Brutto- und Netto-Primärproduktion, $T(\theta_1^t)$ und

$T(\theta_2^t)$ sind die Temperaturen, bei denen die Respiration der Pflanzen bzw. die Destruktion ablaufen. Der Index *t* steht für das jeweils betrachtete Jahr.
Im Jahresgang sind Produktion und Export von Entropie nur selten im Gleichgewicht, aber in der Jahressumme nähern sie sich einander an. Im Gleichgewicht ist die Respiration der Destruenten $\tilde{D}_0(t)$ genauso groß wie die Netto-Primärproduktion $P_0^n(t)$ und die Entropie des Systems bleibt unverändert, so daß gilt: $S(t+1) - S(t) = 0$. Dann ist

$$\delta_i S(t) = \delta_e S(t) = \frac{1}{T(\theta_1^t)} P_0(t) + \left[\frac{1}{T(\theta_1^t)} - \frac{1}{T(\theta_2^t)} \right] P_0^n(t) \qquad (45)$$

Betrachtet man das Integral

$$\int_t^{t+1} R_v(\tau)\, d\tau = \int_t^{t+1} r(\tau)\, p_0(\tau)\, d\tau = r(\theta_3^t) \int_t^{t+1} p_0(\tau)\, d\tau = r(t)\; P_0(t) \qquad (46)$$
$$\theta_3^t \in [t, t+1]$$

mit $r(\tau)$ als aktuellem Respirations-Koeffizienten und $p_0(\tau)$ als Brutto-Primärproduktion während eines Jahres, dann ist $r(\theta_3^t) = r(t)$ der mittlere Respirations-Koeffizient, so daß $P_0^n(t) = [1-r(t)]\, P_0(t)$. Der Respirations-Koeffizient eines Ökosystems kann aus den jährlichen Daten zur Produktion geschätzt werden. Mit hoher zeitlicher Auflösung ist er auf Ökosystem-Ebene nahezu unbestimmbar, denn Pflanzenarten und –individuen weisen je nach standörtlichen und jahreszeitlichen Bedingungen unterschiedliche Respirations-Koeffizienten auf (LARCHER 1995). Daher wird mit einem mittleren Respirations-Koeffizienten gearbeitet. Die Entropie-Abgabe ist dann in vereinfachter Form:

$$\delta_e S(t) = \left\{ \frac{1}{T(\theta_1^t)} \; \frac{2 - r(t)}{1 - r(t)} - \frac{1}{T(\theta_2^t)} \right\} P_0^n(t) \qquad (47)$$

Damit das System erhalten bleibt, muß es eine Entropie-Menge exportieren, die $\delta_e S(t) = P_0^n(t)$ entspricht. Man beachte, daß sowohl die Bildung neuer Biomasse als auch die Respiration komplexe Ketten von zahlreichen chemischen und biochemischen Reaktionen darstellen. In diesem Ansatz, der auf HESS (MORTIMER 1987) zurückgeht, wird angenommen, daß die absolute Entropie-Produktion nur von den thermodynamischen Eigenschaften des Ausgangs- und Endzustandes abhängt.
Die Entropie, die beim Abbau der chemischen Struktur der Biomasse produziert wird, besteht aus zwei unterschiedlich großen Teilen: Durch den Verlust an Struktur wird nur wenig Entropie produziert. Sie ist im Vergleich zur Entropie der Wärmeproduktion zu vernachlässigen und wird daher auch in diesem Ansatz nicht berücksichtigt.
Es wurde bereits erwähnt, daß normalerweise die Temperaturen bei den Vorgängen der Respiration und Destruktion unterschiedlich sind, das heißt $T(\theta_1^t) \neq T(\theta_2^t)$. Um diese Werte abschätzen zu können, müßten die Integrale in (43) und (44) berechnet werden. Dazu müßte die jeweilige Abhängigkeit der Respiration der Pflanzen R_v und der Destruenten D_v von der Temperatur und die

saisonale Dynamik der Temperatur bekannt sein. Solche detaillierten Informationen sind auf regionaler Ebene kaum zu gewinnen und lagen für die betreffenden Jahre auch für den Schwerpunktraum des Projektes nicht vor. Es muß daher vereinfachend angenommen werden, daß beide Prozesse auf ähnliche Weise von der aktuellen Temperatur abhängen. Dann ist $T(\theta_1^t) \approx T(\theta_2^t) = T(t)$. Der Zusammenhang zwischen Respiration und Temperatur ist nicht linear, sondern folgt häufig einer Exponential-Funktion. Darüber hinaus ist die Respiration während der winterlichen Ruhepause auch unabhängig von der Temperatur niedriger (AMTHOR 1993). Folglich ist die Respiration im Winter bei kalten Temperaturen besonders niedrig. Um dies zu berücksichtigen, wird als Näherung der mittleren Temperatur, bei der die Respiration abläuft, der Mittelwert aller Lufttemperaturen im Untersuchungsgebiet über 5°C verwendet. Folgt man dieser Vereinfachung, dann können (43) und (44) umformuliert werden:

$$\delta_e S = \frac{P_0}{T} = \frac{1}{1-r}\,\frac{P_0^n}{T} \qquad (48)$$

Dies bedeutet, daß bei ausgeglichener Entropie-Bilanz der Entropie-Export genauso groß ist wie der Quotient aus Brutto-Primärproduktion und Temperatur.

Angenommen, die betrachtete Fläche unterliege einer Beeinflussung durch den Menschen, dann wird zusätzliche Energie in das System eingebracht. Diese anthropogene Energie setzt sich aus verschiedenen Komponenten zusammen. Dazu gehören einerseits fossile Brennstoffe und Elektrizität, aber auch chemische Energie gebunden in Pestiziden, Düngern und Immissionen. Als Ergebnis dieser Energie-Einträge wird die Produktivität der Pflanzen beeinflußt. Pestizide und Dünger wirken auf die Pflanzen u.a. durch eine Änderung der chemischen Zusammensetzung ihrer Umwelt.

Die jährliche Brutto-Primärproduktion eines Ökosystems unter anthropogenem Einfluß sei P_1 [J/cm²]. Analog zu den vorangegangen Überlegungen ist dann die Entropie-Produktion $\delta_i^1 S$ so groß wie die Summe aus Brutto-Primärproduktion und der dissipierten anthropogenen Energie:

$$\delta_i^1 S = \frac{1}{T}\left[W + P_1(W)\right] \qquad (49)$$

Es wird angenommen, daß sich die Entropie-Abgabe an die Umgebung $\delta_e S(t)$ bei einem genutzten Ökosystem in zwei Komponenten teilen läßt: Einerseits exportiert das System noch soviel Entropie wie unter ungestörten Bedingungen, das heißt das anthropogene System besitzt noch dieselbe Fähigkeit zur Entropie-Abgabe wie unter „natürlichen“ Bedingungen. Durch den zusätzlichen Energie-Eintrag muß es jedoch mehr Entropie produzieren, deren Export nicht vollständig gelingt. Die zentrale Hypothese (SVIREZHEV 1998) lautet: Nur das natürliche System, das an die lokalen Umweltbedingungen angepaßt ist, kann sich im Gleichgewicht befinden, so daß es zu keiner Degradation kommt. Es besitzt eine spezifische Fähigkeit zur Entropie-Abgabe an die Umgebung. Durch menschliche Aktivität wird jedoch die Entropie-Produktion auf der Fläche erhöht, was sich nur in einer Veränderung des Systems äußern kann, da es nicht in der Lage ist, noch effektiver Entropie zu exportieren als das „natürliche“ System. Im anthropogenen Ökosystem entsteht nach

dieser Hypothese überschüssige Entropie, die einen Strukturverlust mit sich bringt. Diese Überproduktion von Entropie ergibt sich aus der Differenz der insgesamt produzierten Entropie und der Entropie, die ein Referenz-System an diesem Standort exportieren würde:

$$\delta S = \sigma = \delta_i^1 S - P_0 / T \qquad (50)$$

Wenn $\sigma > 0$ dann akkumuliert das System Entropie. Unter dieser Bedingung kann das System nur begrenzte Zeit stabil sein.

Um diese Berechnung anstellen zu können, muß zwischen Referenz und Objekt eine gewisse Ähnlichkeit bestehen. Die Hypothese verlangt, daß sich das gestörte System in relativ kurzer Zeit im Laufe einer Sukzession zu seinem Referenz-System entwickeln kann. Denn nur dann darf vermutet werden, daß es noch die gleiche Fähigkeit zum Entropie-Export besitzt wie ein „natürliches" System. Der ideale Referenz-Zustand ist ein System, das sich auf der untersuchten Fläche einstellen würde, wenn man es aus der Nutzung nähme und der Sukzession überließe. Referenz und Objekt müssen ineinander umwandelbar sein. Damit diese Bedingung erfüllt ist, muß der Wechsel zwischen den beiden Systemzuständen innerhalb eines kurzen Zeitraumes - also innerhalb einiger Jahre - möglich sein. Mit diesem Ansatz können also keine Ökosysteme analysiert werden, die schon so degradiert sind, daß sie sich gar nicht mehr zu dem Referenz-System entwickeln können. Die Sukzession würde dann zu einem anderen System führen.

Die „potentiell natürliche Vegetation" (PNV) ist folglich in Schleswig-Holstein als Referenz für Ackerflächen problematisch, da sie für die meisten Flächen eine Entwicklung zum Wald vorsieht. Aber natürlicher Wald unterscheidet sich von landwirtschaftlichen Nutzflächen strukturell so stark, daß das Kriterium der Nähe nicht erfüllt ist.

Ein geeignetes Referenz-System wäre eine Grünland-Gesellschaft, die auch ohne menschliche Einflußnahme keiner weiteren Sukzession unterliegt, sich also einem „Klimax-Stadium" befindet. Ein solches System steht aber aufgrund der klimatischen und edaphischen Bedingungen für den Bereich des Belauer Sees nicht zur Verfügung. Dem gesuchten Referenz-System am nächsten käme eine Dauergesellschaft, die durch nur geringe menschliche Einwirkungen waldfrei bleibt. Eine solche Fläche, eine extensiv genutzte Weide, wurde neben anderen Grünland-Standorten im Untersuchungsgebiet von SACH (1997) untersucht. Diese Fläche wird als Referenz verwendet. Die Annahme, diese Weide befinde sich in einem Gleichgewichtszustand, wie er von einer natürlichen Sukzession erreicht würde, ist jedoch nicht ganz korrekt: Das Referenz-System ist vielmehr eine Dauergesellschaft, die in ihrer Entwicklung durch anthropogene Einwirkungen aufgehalten wird. Das System befindet sich dadurch zwar in einem dynamischen Gleichgewicht, dieses entsteht aber zum Teil als Reaktion auf menschliche Einwirkungen. Da nur die Brutto-Primärproduktion, und nicht die Zusammensetzung der Biozönose o.ä. als Referenz verwendet wird, erscheint diese Vorgehensweise gerechtfertigt. Aus (48) und (49) ergibt sich die Formel für die Entropie-Überproduktion σ:

$$dS = \sigma = \frac{1}{T}\left(W + P_1 - P_0\right) \qquad (51)$$

Die Parameter in (51) sind nicht unabhängig: Zum Beispiel hängt P_1 von W ab: Wenn $W \to 0$ dann ist $P_1 \to P_0$. Die Menge der überschüssigen Entropie σ ist ein relatives Maß für die allmähliche Zerstörung des Ökosystems, wobei noch nicht angegeben werden kann, wie sich der Schaden im einzelnen auswirkt.

3 Standorte und Methoden

Dieses Kapitel beschreibt zunächst die Untersuchungsstandorte. Anschließend wird dargestellt, welche Daten für die im vorigen Kapitel erläuterten Ansätze zur Verfügung standen und wie sie eingesetzt wurden. Dabei wird auch auf Umfang und Qualität der Daten eingegangen.

3.1 Untersuchungsgebiet

Die Bornhöveder Seenkette, der 52 km² große Hauptforschungsraum des ehemaligen Projektzentrums Ökosystemforschung (heute: Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität), liegt etwa 30 km südöstlich der schleswig-holsteinischen Landeshauptstadt Kiel im Landkreis Plön (54°06‘N, 10°14‘O, Abbildung 4). Aufgabe des Forschungsvorhabens "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette" ist eine interdisziplinäre und vergleichende Analyse ausgewählter Ökosysteme. Die Auswahl des Untersuchungsgebietes erfolgte nach der Auswertung regionalstatistischer und ökologischer Daten (FRÄNZLE et al. 1986).

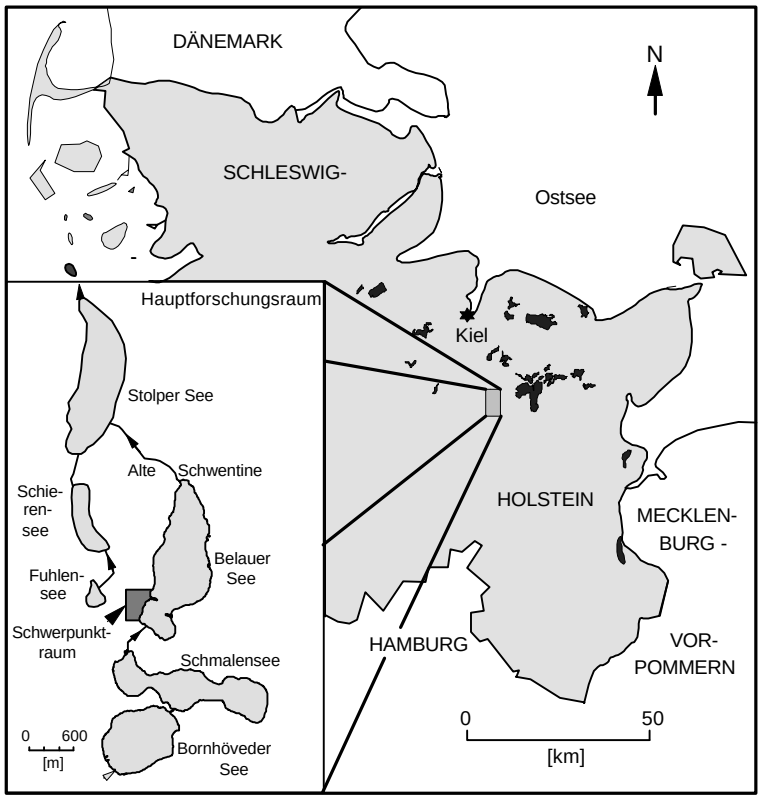

Abbildung 4: Lage des Untersuchungsgebietes und des Schwerpunktraumes (SCHERNEWSKI 1992).

So wurde ein Gebiet gefunden, das hinsichtlich der Datengrundlage eine größtmögliche Repräsentanz für einen Teil der norddeutschen Kulturlandschaft besitzt. Der Forschungsraum setzt sich aus landwirtschaftlich genutzten Flächen (Grünland, Äcker, Knicks), anthropogen überformten

Wäldern (Buchenwald, Fichtenforst, hangnaher Erlenwald) und naturnahen Bereichen (Erlenbruch, Seeufer-Vegetation) zusammen (HÖRMANN et al. 1992). Der Anteil der Acker- und Grünlandflächen an der Gesamtfläche beträgt ca. 78%. Der Waldanteil liegt bei nur 6%. Siedlungen und Feuchtgebiete (incl. Seen) nehmen jeweils etwa 8% der Fläche ein.
Das Landschaftsbild ist durch die Weichsel-Vereisung geprägt. Im Norden des Forschungsraumes befindet sich eine stark reliefierte Jungmoränen-Landschaft, in der wiederholte Gletschervorstöße stattgefunden haben. Die Seen liegen in Rinnen, die durch Gletscher- und Schmelzwasser-Erosion entstanden sind (GARNIEL 1988). Nach Süden schließen sich die Sanderflächen der Niederen Geest und der Altmoränen-Komplex der Höheren Geest an.
Im Schwerpunktraum des Untersuchungsgebietes werden in einem Buchenwald und auf einem Fruchtfolge-Acker hochauflösenden Messungen verschiedener meoteorologischer Parameter vorgenommen. Für diese Standorte werden in der vorliegenden Arbeit die relative Exergie-Aufnahme (vgl. Kapitel 2.4.2), der Exergie-Fluß (vgl. Kapitel 2.4.3), sowie Export und Produktion von Entropie (vgl. Kapitel 2.4.4) berechnet. Diese Standorte werden in Kapitel 3.1.1 beschrieben. Für die Analyse der Entropie-Bilanz (vgl. Kapitel 2.4.5) weiterer landwirtschaftlicher Flächen standen Daten zur Nutzung des Einzugsgebietes des Belauer Sees zu Verfügung. Einen Überblick hierzu gibt Kapitel 3.1.2.

3.1.1 Buchenwald und Acker

Der 40 ha Schwerpunktraum des Untersuchungsgebietes liegt am südlichen Westufer des Belauer Sees. Hier befinden sich – 200 m voneinander entfernt - eine Ackerfläche und ein Buchenwald, in denen hochauflösende meteorologische Daten erhoben werden. Diese beiden Flächen wurden ausgewählt, weil sie die häufigsten beiden Nutzungsformen in Schleswig-Holstein – Ackerland und Wald - repräsentieren. Wegen ihrer räumlichen Nähe sind die beiden Flächen identischen klimatischen Bedingungen ausgesetzt. Noch vor 100 Jahren wurden beide Flächen ackerbaulich genutzt. Erst danach wurde der Wald angepflanzt. Da die Flächen auch ähnliche Böden und eine ähnliche Grundwassernähe aufweisen, sind sie gut geeignet, um Unterschiede festzustellen, die von der Pflanzendecke und von der unterschiedlichen Bewirtschaftung verursacht werden.
Die Böden beider Standorte sind typische grundwasserferne Braunerden aus Geschiebesand über Schmelzwasser-Sand (SCHLEUß 1992). Im effektiven Wurzelraum haben sie eine mittlere nutzbare Feldkapazität, eine mittlere bis hohe Durchlüftung bei einer mäßigen bis mittleren Kationen-Austauschkapazität. Der Boden im Buchenwald trägt eine mullartige Moder-Auflage und ist bei einem pH-Wert von 3,0 – 4,5 basenarm. Der Ackerboden dagegen ist basenreich.
Der Buchenwald liegt rund 200 m nördlich des Ackers und bedeckt eine Fläche von ca. 50 ha. Er wird von Ackerflächen und Mischwald-Aufforstungen begrenzt. Die Bäume sind im Mittel 29 m hoch und die Baumdichte beträgt 150 ha^{-1}. Der Wald wurde um 1987 zuletzt durchforstet. Die Strauchschicht ist nur schwach ausgeprägt. Dagegen erreicht die Krautschicht teilweise hohe Deckungsgrade. Der Wald läßt sich pflanzensoziologisch als Asperulo-Fagetum ansprechen (Waldmeister-Buchenwald). Als prägende floristische Elemente treten neben der Buche auf: *Milium effusum, Stellaria holosteum, Rubus ideaus, Urtica dioica, Geranium robertianum, Impatiens noli-*

tangere, Festuca gigantea.

Der Ackerstandort (projektinterne Kennzeichnung: A3) stellt mit einer Gesamtfläche von 2,7 ha den Schwerpunkt der ackerbaulichen Untersuchungen dar. Vor Projektbeginn erfolgte die Nutzung mit mäßiger Intensität und unregelmäßiger Fruchtfolge vor allem zur Erzeugung von Ackerfutterpflanzen unter Verwendung von Festmist-Düngern. Mehrere Jahre war die Fläche unterteilt, so daß unterschiedliche Fruchtarten gleichzeitig angebaut wurden. Seit Projektbeginn wird eine ortsübliche Fruchtfolge eingehalten, wobei zur Schaffung einheitlicher Bedingungen nur eine Fruchtart gleichzeitig auf der Fläche angebaut wird. Die Nutzung orientiert sich weitgehend an der örtlichen Praxis. Die entzugsangepaßte Düngung wird generell nach den Empfehlungen der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein durchgeführt, um die Vergleichbarkeit mit anderen Standorten zu gewährleisten. Zur organischen Düngung wird ausschließlich der betriebseigene Festmist verwendet. Der Einsatz von Pestiziden wird nach dem Schadschwellen-Prinzip anhand der Empfehlungen zum integrierten Pflanzenbau der örtlichen Beratung durchgeführt. Die Primärbodenbearbeitung (Pflugfurche), die Saatbett-Bereitung und die Saat erfolgen in der ortsüblichen Weise. Der Verlauf der Fruchtfolge ist in Tabelle 3 dargestellt. Als Acker-Gras wurde *Lolium multiflorum italicum* (Welsches Weidelgras) angebaut.

Tabelle 3: Fruchtfolge des untersuchten Ackers A3 in den Jahren 1991 – 96 (HÖRMANN, schriftl. Mitteilung a).

1991	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**
Futterrüben	Winterroggen	Silo-Mais	Acker-Gras	Acker-Gras	Hafer

Die beiden Standorte ähneln sich in ihren edaphischen Parametern und sie sind denselben klimatischen Bedingungen ausgesetzt. Trotzdem ist ein bewertender Vergleich der beiden Flächen problematisch. Insbesondere können am Wald festgestellte Merkmale nicht als Bewertungsmaßstab für die Güte des Ackers dienen. Eine Bewertung ist ein Vergleich zwischen einem gewünschten und einem beobachteten Zustand (FÜRST & KIEMSTEDT 1997). Als Ergebnis wird das beobachtete Objekt als gut oder schlecht (meist in Abstufungen) bezeichnet. Doch für eine sachgerechte Entscheidung müssen die zu vergleichenden Objekte auch vergleichbar sein. Ein Acker kann nicht danach bewertet werden, wie sehr er einem Wald ähnelt. Daher wird in der vorliegenden Arbeit an diesen Standorten lediglich untersucht, wie sich eine unterschiedliche Vegetation auf energetische Eigenschaften eines Standortes auswirken kann. Erst in weiterführenden Studien an einer großen Anzahl von Acker-Standorten mit vergleichbaren Voraussetzungen könnte mit Hilfe der hier behandelten Methoden ein Bewertungsmaßstab erarbeitet werden.

3.1.2 Landnutzung im Einzugsgebiet des Belauer Sees

Der zwischen dem Stolper und dem Schmalensee gelegene Belauer See (siehe Abbildung 4) besitzt mit 4,47 km^2 ein relativ kleines Einzugsgebiet. Morphologisch ist es durch eine relativ hohe Reliefenergie gekennzeichnet, die sich besonders durch die steil abfallenden Uferkanten bemerkbar

macht.

Die Agrarwirtschaft ist das wichtigste Element der Flächennutzung. Auf sie entfallen 56,9% der Flächen (Gewässer: 25,8%, Waldflächen 13%). Der Siedlungsanteil liegt bei 4%. Im Einzugsgebiet des Belauer Sees gibt es im zentralen und südlichen Teil mittelgroße Familienbetriebe sowie Flächen eines Großgrundbesitzers im Norden und Nordosten. Typisch für die mittelbäuerlichen Familienbetriebe ist die Mischwirtschaft mit Ackerbau und Viehhaltung, während von dem Großgrundbesitzer intensiver Ackerbau auf großen Schlägen betrieben wird.

Die Daten zur Landnutzung im Einzugsgebiet des Belauer Sees stammen unter anderem aus Befragungen der Landwirte, die 1988 und 1997 durchgeführt wurden (vgl. Kapitel 3.6). Die Befragungen umfaßten die folgenden Punkte:

- Anbaufrucht des Befragungsjahres und Fruchtfolge
- Pflugtermin und Pflugtiefe
- Saattermin, Saatgutsorte, Saatmenge, Beizmittel des Saatgutes
- Termine der mineralischen Düngung, Name des Düngemittels mit Angabe des Nährstoff-gehaltes, Düngungs-Menge
- Termine der organischen Düngung, Art der organischen Düngung mit Angabe des Nährstoff-gehaltes, Düngungs-Menge
- Termine der Pestizid-Anwendung, Name des Pestizids, Pestizid-Menge
- Erntetermin, Erntemenge des Hauptproduktes

Gleichzeitig mit dieser schlagbezogenen Untersuchung wurden auch allgemeine Daten zum jeweiligen Betrieb erhoben, so daß Angaben zum Maschinen- und Viehbesatz ebenfalls vorliegen.

Die Befragungsergebnisse erlauben es, die Mengenangaben des stofflichen In- und Outputs für das Einzugsgebiet des Belauer Sees abzuleiten. Dies geschieht fruchtartspezifisch (TRÜMPLER 1995). Die Veränderungen der Landnutzung waren im Vergleich der Jahre 1988 und 1997 nicht besonders groß. Die Grünlandflächen waren 1997 um 7% angewachsen und es wurden in diesem Jahr keine Leguminosen und Rüben angebaut. Zugleich ersetzte Weizen die Gerste als wichtigste Feldfrucht (Tabelle 4).

Tabelle 4: Verteilung der Fruchtarten nach ihrem Anteil an den landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebietes des Belauer Sees 1988 und 1997 (nach TRÜMPLER 1995 und DIBBERN 2000). Als Ackergras angebaut: Welsches Weidelgras.

	Leguminosen	**Rüben**	**Mais**	**Raps**	**Hafer**	**Roggen**	**Gerste**	**Weizen**	**Ackergras**	**Grünland**
1988	4%	4%	9%	3%	2%	6%	24%	8%	2%	37%
1997	--	--	8%	1%	4%	10%	3%	28%	5%	41%

Zwischen 1989 und 1997 nahm die landwirtschaftlich genutzte Fläche von 244 auf 233 ha ab. Der Grund für diese Verringerung dürfte im wesentlichen die Ausweisung verschiedener Brachen sein (vgl. Abbildung 5).

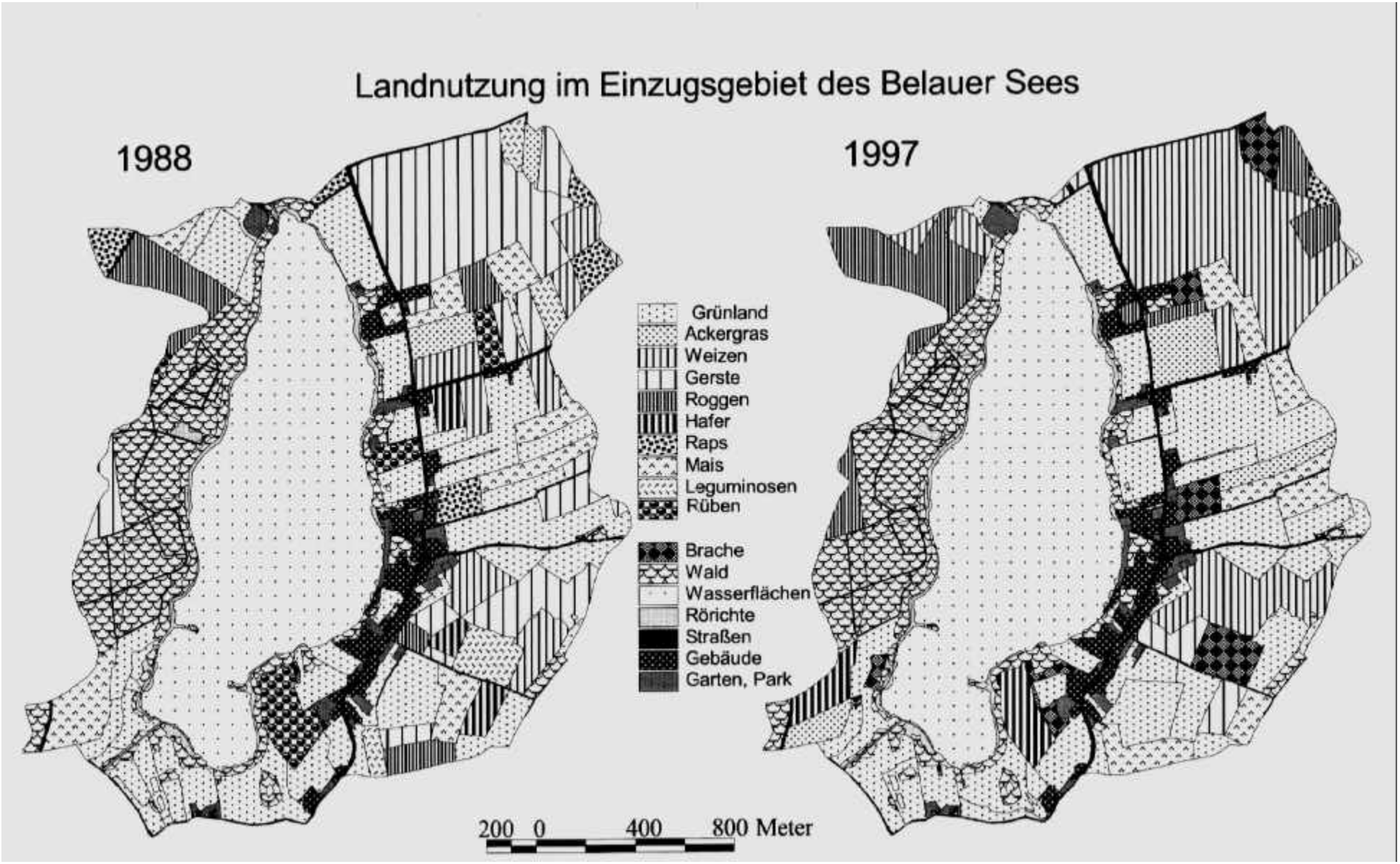

Abbildung 5: Karten des Einzugsgebietes des Belauer Sees. Dargestellt sind die Nutzungsformen der Schläge in den Jahren 1988 und 1997 (nach TRÜMPLER (1995) mit Daten von TRÜMPLER (1995) und DIBBERN (2000)).

3.2 Klima

In Schleswig-Holstein herrscht ein ozeanisch-gemäßigtes Klima. Kennzeichnend sind milde Winter, ein langer, kalter und später Frühling sowie kühle, feuchte und kurze Sommer. Die vorherrschenden feucht-warmen Westwinde geben dem Klima eine atlantische Ausprägung. Da sich der ozeanische Einfluß mit der Entfernung von der Nordsee verringert, nimmt in Schleswig-Holstein der kontinentale Einfluß von Nordwesten nach Südosten zu. Das Untersuchungsgebiet ist mit 697 mm Niederschlag eher kontinental geprägt (BEINHAUER 1988). Allerdings sind Juli und August die niederschlagsreichsten Monate (Abbildung 6).

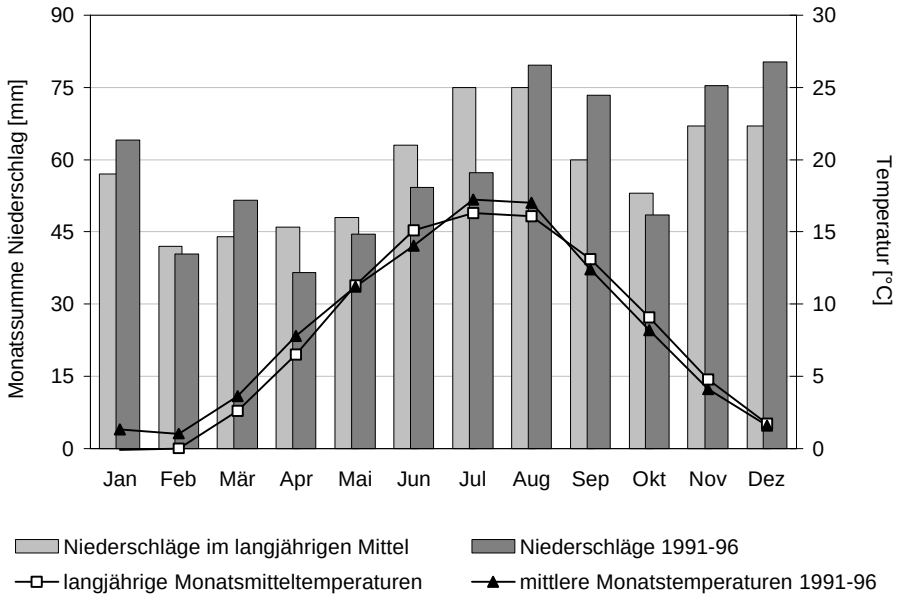

Abbildung 6: Klimadiagramm für den Untersuchungsraum (Mittel der Stationen Eutin und Plön 1951-1980; HÖRMANN et al. 1992; sowie Daten aus der Projektdatenbank des ÖZK (HÖRMANN, schriftl. Mitteilung b)).

Nach der Klimaklassifikation nach KÖPPEN & GEIGER (1961) liegt das Gebiet in der Zone Cfb (C: Westwinddrift im planetarischen Windsystem; f: ständig feucht bei mittleren monatlichen Niederschlagsmengen von 50 bis 100 mm; b: Mitteltemperatur im wärmsten Monat nicht über 22°C, mindestens 4 Monate im Jahr mit Mitteltemperaturen über 10°C) (BLUME et al. 1992). Im langjährigen Mittel (1951 - 1980) liegt die Jahres-Durchschnittstemperatur der Luft bei 8,1°C, die mittlere Januartemperatur bei 0°C und die mittlere Julitemperatur bei 17°C (Tabelle 5). In den Jahren 1991 – 1996 unterschied sich das Klima recht deutlich von den langjährigen Mittelwerten. Es konnten ein Temperaturanstieg und eine leichte Zunahme der Niederschlagsmenge festgestellt werden.

Tabelle 5: Kenndaten zum Klima am Untersuchungsstandort (HÖRMANN et al. 1992; (HÖRMANN, schriftl. Mitteilung b).

	1951 – 1980	**1991 - 1996**
Jahres-Mitteltemperatur	8,1 °C	8,4 °C
Januarmittel	0,0 °C	1,6 °C
Julimittel	17,0 °C	17,3 °C
Jahres-Niederschlagssumme	697 mm	711 mm
Sonnenscheindauer	1646 h	
Mittlere relative Feuchte	83%	83,6%
Mittlere jährliche Verdunstung nach HAUDE	436 mm	517 mm

3.3 Anwendung des Exergie-Konzeptes nach SVIREZHEV & STEINBORN

Für die Berechnung der Exergie der Solarstrahlung sind zumindest Daten über die lang- und kurzwellige Ein- und Ausstrahlung bzw. Reflexion erforderlich. Solche Datensätze wurden für den Buchenwald und für den Acker im Untersuchungsgebiet gewonnen. Zur Wiederholung wird noch einmal die Gleichung der Strahlungsbilanz gezeigt:

$$R = E_l^{in} + E_s^{in} - E_l^{out} - E_s^{out} \qquad (52)$$

Strahlungsbilanz R und Globalstrahlung E_s^{in} wurden direkt gemessen. Die langwellige Ausstrahlung E_l^{out} wurde aus Temperaturmessungen berechnet (s. Kapitel 3.3.3). Die Albedo E_s^{out} mußte der Literatur entnommen werden (s. Kapitel 3.3.2). Nachdem diese vier Komponenten bestimmt waren, konnte die langwellige Einstrahlung E_l^{in} aus der Gleichung berechnet werden.

Im folgenden wird erläutert, wie die Daten erhoben und aufbereitet wurden. Dabei werden auch Datensätze zur Verdunstung und Produktivität vorgestellt, die für die Berechnung des Exergie-Flusses nicht notwendig sind. Diese Daten werden später eingesetzt, um Zusammenhänge mit dem Exergie-Fluß zu erörtern.

Auf dem Acker und im Wald befinden sich Meßtürme, auf denen seit 1989 kontinuierlich verschiedene meteorologische Parameter gemessen werden. Die Meßtürme sind in der Mitte der Untersuchungsflächen positioniert, so daß der jeweilige Bestand in alle Himmelsrichtungen eine möglichst große Ausdehnung aufweist. Dies ist notwendig, damit die mikrometeorologischen Daten für die Analyse der Bestandes-Verdunstung repräsentativ sind. Die ´fetch-to-height-ratios´ liegen bei 50:1 bis 180:1 (Acker) bzw. 12:1 bis 47:1 (Wald) (HERBST 1996). Die Meßwerte werden als Stundenmittel bzw. als Stundensumme gespeichert. Die Stundenmittel ergeben sich aus der Mitteilung über die vorhandenen 10-Minuten-Mittelwerte (Rohdaten) einer Kalenderstunde. In den Mittelwert einer Stunde geht der letzte 10-Minuten-Mittelwert dieser Stunde (der die 60. Minute der

Stunde enthält) mit ein. Die Stundensummen entstehen durch Summieren über die 10-Minuten-Werte einer Kalenderstunde. Die Stundenwerte werden am Ökologie-Zentrum in Form einer Präsentations-Datenbank für den Datenaustausch und Auswertung zur Verfügung gestellt (DIECKMANN 1996). Auf beiden Flächen wurden die nachfolgend aufgelisteten Sensortypen installiert:

- Temperatur: PT 100 Widerstands-Sensoren, Meßfehler ± 0,1%
- Luftfeuchte: Rotronic Sensoren (Rotronic, Ettlingen), Meßfehler im gemäßigten Bereich von ±2%, bei einer relativen Feuchte von über 96% bzw. unter 35% und Temperaturen unter 10 °C liegt der Fehler bei 10%.
- Strahlungsbilanz: Dr.-Lange Sensoren (Dr. Lange, Berlin), Meßfehler ± 3%
- Globalstrahlung (nur Acker): Delta-T sowie Kipp + Zonen Sensor, Meßfehler ± 3%
- Bodenwärmstrom: Heatflux Sensoren, Meßfehler ± 5%
- Windgeschwindigkeit: Lisa Sensoren, Meßfehler ± 2%
  Niederschlag (nur Acker): Lambrecht Sensoren (Lambrecht, Göttingen), Meßfehler durch Wind, Benetzung, Verdunstung bis 25%.

Tabelle 6 zeigt eine Liste der Meßgrößen sowie die Höhen, in denen die Sensoren montiert sind. In Tabelle 8 sind diejenigen Größen aufgeführt, die in dieser Studie verwendet wurden.

Globalstrahlung E_s^{in} und Niederschlag wird nur über dem Acker gemessen. Da die beiden Meßorte nur 480 m voneinander entfernt sind, haben die Acker-Daten auch für den Wald Gültigkeit.

Tabelle 6: Gemessene meteorologische Parameter und ggf. Montagehöhe der Sensoren.

Meßgröße	**Buchenwald (W1)**	**Acker (A3)**
Bodentemperatur [°C]	2, 5, 10, 20, 50, 100 cm Tiefe	2, 5, 10, 20, 50, 100 cm Tiefe
Lufttemperatur [°C]	0.05, 2, 25, 30, 36 m Höhe	0.05, 2, 6, 16 m Höhe
Luftfeuchte [%]	2, 25, 30, 36 m Höhe	2, 6, 16 m Höhe
Niederschlag [mm H_2O h^{-1}]	- -	x
Globalstrahlung 305–2800 nm [J cm^{-2} h^{-1}]	- -	2 m Höhe
Strahlungsbilanz 300–100000 nm [J cm^{-2} h^{-1}]	30 m Höhe	2 m Höhe
Windgeschwindigkeit [m s^{-1}]	12, 30, 36 m Höhe	2, 6, 16 m Höhe
Bodenwärmestrom [J cm^{-2} h^{-1}]	X	x

Seit Beginn der Messungen kam es wiederholt zu kurzen oder auch längeren Meßausfällen. Um größere Datenlücken zu umgehen, wurde die Auswertung auf die Jahre 1991 bis 1996 beschränkt. Doch auch in dieser Phase traten Meßlücken auf, so daß für den Acker etwa 5% und für den Wald 10% der erforderlichen Daten fehlten. Betroffen waren alle Parameter. Es waren aber nur sehr selten mehrere oder gar alle Sensoren gleichzeitig ausgefallen, so daß mit Hilfe der vorhandenen Daten Meßlücken geschlossen werden konnten (vgl. Kapitel 3.3.1). Einen Überblick über das Ausmaß der Datenlücken gibt Tabelle 7:

Tabelle 7: Vollständigkeit der Datensätze, die an den beiden Meßstationen gemessen wurden. Die Zahlen beziehen sich auf die Jahre 1991 – 1996.

Acker, vorhandene Daten [%]		**Wald, vorhandene Daten [%]**	
Lufttemperatur 0.05 m	96%	Lufttemperatur 0.05 m	92%
Lufttemperatur 2m	97%	Lufttemperatur 2 m	97%
Lufttemperatur 6 m	97%	Lufttemperatur 25 m	97%
Lufttemperatur 16 m	97%	Lufttemperatur 30 m	96%
		Lufttemperatur 36 m	97%
Bodentemperatur –0,02 m	91%	Bodentemperatur –0,02 m	92%
Bodentemperatur –0,05 m	96%	Bodentemperatur –0,05 m	92%
Bodentemperatur –0,1 m	97%	Bodentemperatur –0,1 m	92%
Bodentemperatur –0,2 m	97%	Bodentemperatur –0,2 m	91%
Bodentemperatur –0,5 m	97%	Bodentemperatur –0,5 m	91%
Bodentemperatur –1 m	96%	Bodentemperatur –1 m	92%
Niederschlag	100%	Niederschlag	s. Acker
Globalstrahlung	98%	Globalstrahlung	s. Acker
Strahlungsbilanz	96%	Strahlungsbilanz	91%
Verdunstung	80%	Verdunstung	93%

3.3.1 Schließen von Meßlücken

Die Meßausfälle in den Rohdaten traten in der Regel nicht gleichzeitig auf. Dies führte bei der Vielzahl von benötigten Parametern dazu, daß auch bei einer durchschnittlichen Datenverfügbarkeit von 90% Teile der Berechnungen unvollständig blieben. Somit war es notwendig, die Meßlücken möglichst vollständig zu schließen. Diese Aufgabe wurde in der folgenden Weise gelöst:
Zunächst wurden Korrelations-Analysen durchgeführt, um festzustellen, welcher Parameter geeignet ist, die Meßlücken eines anderen Parameters zu schließen. Dazu wurden alle zur Verfügung stehenden Wertepaare eingesetzt. Je nachdem, von wievielen Meßereignissen Daten für beide Parameter vorhanden waren, konnten 10000 bis 50000 Wertepaare analysiert werden. Die Kurvenanpassungen wurden mit einfachen Geradengleichungen ($y = ax + b$) durchgeführt. Die Werte für a und b sowie die Korrelations-Koeffizienten wurden von der Software berechnet. Bei einem hochsignifikanten Zusammenhang (Irrtumswahrscheinlichkeit $P < 0.01\%$) wurden die Funktionen zum Schließen von Lücken verwendet: Ein fehlender Wert y ließ sich mit dem vorhandenen Wert x und den Konstanten a und b berechnen. Tabelle 8 gibt an, mit welchen Daten die Lücken der verschiedenen Parameter geschlossen wurden, welche Formeln dazu jeweils verwendet wurden und wie die zugehörigen Korrelations-Koeffizienten lauten. Zum Beispiel wurden Lücken in Temperaturdaten mit den Ergebnissen anderer Temperaturmessungen desselben Standortes abgeschätzt.
Die Sternchen, mit denen die Korrelations-Koeffizienten R^2 markiert sind, zeigen an, ob bei der vorliegenden Anzahl an Werten ein signifikanter Zusammenhang vorliegt. Dafür werden

Signifikanz-Niveaus definiert, die angeben, wie hoch die Wahrscheinlichkeit P ist, daß die Daten durch Zufallsprozesse entstanden sind. Im allgemeinen bezeichnet man ein P > 0,05 als statistisch nicht signifikant (ns). Für P < 0,05 (= Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner als 5%) gibt man drei Signifikanz-Stufen an. Zur Kennzeichnung wird eine dreistufige Sternsymbolik benutzt (SACHS 1984): * für 0,05 > P > 0,01 ** für 0,01 > P <0,001 *** für P < 0,001.
Schließlich waren alle Datensätze zu 96-99% vollständig, wodurch die Integration verschiedener Parameter in einer Formel möglich wurde.

Tabelle 8: Ergebnisse der Regressions-Analysen zum Schließen von Meßlücken in den Rohdaten der Meßstationen Ackermast und Waldmast.

Buchenwald			
Parameter (y)	**Lücken gefüllt mit (x)**	**Formel**	**R^2=**
Lufttemperatur 25m	Lufttemperatur 30m	y = 0,997x +0,14	0,99 ***
Lufttemperatur 36m	Lufttemperatur 30m	y = 1,004x – 0,1	0,99 ***
Bodentemperatur –0,05m	Bodentemperatur –0,02m	y = 0,98x + 0,23	0,99 ***
Globalstrahlung	Strahlungsbilanz	y = 1,25x + 21	0,92 ***
Strahlungsbilanz	Globalstrahlung	y = 0,73x – 14	0,92 ***
Acker			
Parameter (y)	**Lücken gefüllt mit (x)**	**Formel**	**R^2=**
Lufttemperatur 2m	Lufttemperatur 0.05m	y = 0,85x + 0,87	0,94 ***
Bodentemperatur –0,05m	Bodentemperatur –0,02m	y = 0,929x + 0,73	0,93 ***
Globalstrahlung	Strahlungsbilanz	y = 1,49x + 16,7	0,94 ***
Strahlungsbilanz	Globalstrahlung	y = 0,67x – 11,2	0,94 ***

3.3.2 Reflexion der kurzwelligen Strahlung: Albedo

Die solare Einstrahlung wird stets zu einem bestimmten Teil reflektiert. Doch wie groß diese Reflexion ist, hängt von zahlreichen Parametern ab. Zunächst schwankt die Albedo eines Standortes in Abhängigkeit vom Sonnenstand. Auch die Durchlässigkeit der Atmosphäre spielt eine Rolle. Außerdem sind verschiedene Eigenschaften des Standortes wichtig für dessen Reflexionsvermögen. Dazu gehören zum Beispiel die Beschaffenheit und Feuchtigkeit des Bodens sowie die Höhe und Gestalt der Vegetation.
Die Albedo wurde im Untersuchungsgebiet nicht gemessen. Da sie jedoch für die Berechnung des Exergie-Flusses nötig ist, mußten Literaturwerte verwendet werden. Im folgenden wird das Ergebnis der Literatur-Recherche präsentiert und die ausgewählten Werte dargestellt.
Die in Tabelle 9 aufgeführten Werte wurden der Arbeit von VENEBRÜGGE (1996) entnommen. Sie gehen zumeist auf unveröffentlichte Messungen von BEINHAUER (1992) an verschiedenen schleswig-holsteinischen Vegetationstypen im Jahresgang zurück, die in einer schriftlichen Mitteilung an VENEBRÜGGE weitergegeben wurden. Aufgeführt werden Monatsmittel, die aus

gemessenen Stundenwerten ermittelt wurden (Tabelle 9). Unterschiede der Oberflächen-Reflexion, die zum Beispiel durch Nässe oder Trockenheit der Vegetation bedingt sind, werden daher nur im Mittel erfaßt. Die Werte für Rüben und Mais wurden auf Grundlage des Blattflächen-Indexes von VENEBRÜGGE (1996) geschätzt.

Tabelle 9: Mittlere monatliche Albedo in Schleswig-Holstein in Prozent der Globalstrahlung (aus VENEBRÜGGE 1996).

	Jan	**Feb**	**März**	**Apr**	**Mai**	**Jun**	**Jul**	**Aug**	**Sep**	**Okt**	**Nov**	**Dez**
Mähgrünland	13	13	16	19	23	18	29	23	19	18	15	13
Weizen/Roggen	12	13	18	22	18	16	20	22	23	7	9	8
Hafer	9	7	11	14	16	16	16	18	9	9	9	9
Rüben	9	9	9	9	10	11	12	13	14	13	13	9
Mais	9	9	9	9	9	12	15	17	18	17	9	9
Laubwald	5	5	5	15	22	20	18	20	22	10	6	5

Da BEINHAUER (1992) seine Messungen der Albedo nicht im Untersuchungsgebiet durchgeführt hat, wurden die Werte mit der Literatur verglichen. Dabei zeigten sich erheblich Differenzen. In keiner Publikation wurden so große Unterschiede zwischen den verschiedenen Jahreszeiten genannt: Nach RAUNER (1976) schwankt die Albedo eines belgischen Eichenwaldes im Jahresgang zwischen 20% (Juni) und 16% (Dezember). Eine ähnlich Schwankungsbreite von 5% nennen auch DICKINSON et al. (1986) und HUMMEL & RECK (1979) für Ackerflächen, Grünland, Laub- und Nadelwald. In beiden Arbeiten werden globale Mittelwerte angegeben. Nach HUMMEL & RECK (1979) ist nur in Laubwäldern die Reflexion im Sommer höher als im Winter. Insbesondere sollte ein abgeernteter Acker eine höhere Albedo als Grünland oder ein bestellter Acker haben (HÄCKEL 1999 bzw. MCMURTREY 1993).

Auch zum Vergleich der Albedo verschiedener Flächen finden sich Daten: MONTEITH & UNSWORTH (1990) geben für Laubwälder (18%) eine niedrigere Albedo an als für Acker (18-25%) und Grünland (um 25%). Dieser Trend wird von CLAUSSEN et al. (1994) bestätigt: Die Autoren geben für Grünland 19% und für Laubwald 16% an. MONTEITH & UNSWORTH (1990) führen die niedrigere Reflexion von Wäldern unter anderem auf die Höhe der Vegetation zurück. Denn je höher der Bestand, desto häufiger kommt es zu Mehrfach-Reflektionen der Strahlung.

Angaben zur Albedo nackter Böden finden sich bei MONTEITH & UNSWORTH (1990) und bei MCMURTREY et al. (1993). In beiden Arbeiten wird die hohe Variabilität der Albedo nackter Böden betont. Als Untergrenze wird jeweils ein Wert von 10% angegeben. MONTEITH & UNSWORTH (1990) beziehen diesen Wert auf nassen Boden mit hohem Humusgehalt. Als Maximum nennen sie 30% für trockenen Wüstensand. MCMURTREY et al. (1993) untersuchten die spektrale Albedo zwischen 400 und 1000 nm. Für dunklen sandigen Lehm bestimmten sie bei 400 nm einen Wert von 10%, der bis zur Wellenlänge von 1000 nm gleichmäßig auf 25% ansteigt. Über etwas helleren Lehmböden liegt die Albedo zwischen 14% (400 nm) und 30% (1000 nm). Am höchsten ist sie bei Sandböden (25-55%). Eine mittlere Albedo für die gesamte Globalstrahlung geben die Autoren nicht an. Doch das ändert nichts daran, daß ihre Ergebnisse einer mittleren Albedo von 9%, wie BEINHAUER (1992) sie

für nackten Boden angibt, widersprechen.
Zusammenfassend ist festzustellen, daß die Werte von BEINHAUER (1992) und VENEBRÜGGE (1996) auf verschiedene Weise von der Literatur abweichen. Erstens sind die jahreszeitlichen Unterschiede in Tabelle 9 sehr groß. Zweitens wird für nackte Erde eine durchschnittliche Albedo angegeben, die in der Literatur auch als Extremwert nicht zu finden ist. Und drittens sind auch die Unterschiede zwischen verschiedenen Vegetationstypen in der Literatur so nicht wiederzufinden. Aus diesen Gründen wurden die Werte nicht für die vorliegende Arbeit verwendet.
Statt dessen wird eine Tabelle mit Albedo-Werten von MÜNCH (1993) verwendet. Der Autor gibt die vollständigste Liste mit Reflexionsdaten an, die zugleich im Einklang mit der in der übrigen Literatur vertretenen Auffassung stehen (Tabelle 10).

Tabelle 10: Mittlere monatliche Albedo in Norddeutschland in Prozent der Globalstrahlung (aus MÜNCH 1993).

	Jan	**Feb**	**März**	**Apr**	**Mai**	**Jun**	**Jul**	**Aug**	**Sep**	**Okt**	**Nov**	**Dez**
Wiese/Weide	21	21	21	21	20	20	20	20	21	21	21	21
Getreide	20	20	20	19	17	16	17	19	22	20	20	20
Rüben	20	20	20	20	18	16	15	16	17	18	20	20
Mais	20	20	20	20	18	18	18	20	20	20	20	20
Laubwald	10	10	10	10	16	14	13	13	14	15	13	10

Gleichwohl bleibt es eine Vermutung, daß diese Werte die beste Annäherung darstellen. Es ist möglich, daß die tatsächlichen Werte – auch im Monatsmittel – um mehrere Prozent von diesen Zahlen abweichen. Daher wird in der Diskussion erörtert, wie stark die Berechnung der Exergie durch eine fehlerhafte Abschätzung der Albedo beeinflußt wird.

3.3.3 Langwellige Aus- und Einstrahlung

Die Ausstrahlung eines Körpers hängt von seiner Temperatur ab. BOLTZMANN (1905) hat für diesen Zusammenhang die folgende Formel entwickelt:

$$E_l^{out} = \varepsilon \sigma \ T^4 \qquad (53)$$

Dabei ist ε der Emissions-Koeffizient der emittierenden Fläche, σ die Stefan-Boltzmann-Konstante ($5{,}7 \cdot 10^{-8}$ W m^{-2} T^{-4}) und T die Oberflächentemperatur [K]. Alle Pflanzenteile absorbieren langwellige Strahlung zu etwa 95%. Sie sind daher hinsichtlich ihres Emissionsvermögens als „graue Körper“ anzusprechen (ROSS 1976). Für geschlossene Vegetation kann also mit einem Emissions-Koeffizienten von 0,95 gerechnet werden. Mit diesem Wert und der Boltzmann´schen Formel wurde die langwellige Ausstrahlung der Untersuchungsstandorte berechnet. Für den Wald wurde dazu die Lufttemperatur in 25 m Höhe und für den Acker die Lufttemperatur in 2 m Höhe verwendet. Damit sind für beide Flächen vier von fünf Komponenten der Strahlungsbilanz bekannt:

$$R = E_l^{in} + E_s^{in} - E_l^{out} - E_s^{out} \qquad (54)$$

Die noch fehlende langwellige Einstrahlung (Gegenstrahlung der Wolken, E_l^{in}) konnte aus dieser Formel berechnet werden.

3.3.4 Modell des Kohlenstoff-Haushaltes

Die aufgenommene Exergie ist der Rohstoff aller energetischen Prozesse, die in Ökosystemen ablaufen. Es ist daher von Interesse, wie eng diese Prozesse an den Exergie-Fluß gekoppelt sind. Am Beispiel des Buchenwaldes kann die Brutto-Primärproduktion mit dem Exergie-Fluß verglichen werden. Die Daten zur Produktivität des Buchenwaldes wurden von KUTSCH et al. (2001) gewonnen. Ausgehend von umfangreichen meteorologischen, morphologischen und physiologischen Untersuchungen wurde die Photosynthese mit einem Modell nach V. STAMM (1994) berechnet. Das Modell besteht aus zwei hierarchischen Ebenen. Das sogenannte Basismodell enthält die Gleichungen für die Beschreibung der verschiedenen Prozesse des Stomata-Verhaltens, der Assimilation und Respiration. Diese Gleichungen wurden den gemessenen Daten angepaßt, wobei für jede physiologische Phase gesonderte Berechnungen erfolgten. Das Basismodell besteht aus zwei Teilen: Das Teilmodell "Stomatäre Leitfähigkeit" beschreibt den Einfluß der Einstrahlung und der Dampfdruck-Differenz (VPD) zwischen Blatt und Umgebungsluft auf die stomatäre Leitfähigkeit. Das Teilmodell "CO_2-Gaswechsel" simuliert die Assimilation und Respiration in Abhängigkeit von der Temperatur, der Einstrahlung und der stomatären Leitfähigkeit, die ja im ersten Teilmodell bestimmt wird. Im Hauptmodell wird die saisonale Variabilität des Basismodells mathematisch formuliert.

3.3.5 Verdunstung

Auch die Verdunstung wird vom Exergie-Fluß angetrieben. Da hier Daten zu beiden Flächen vorliegen, kann die Koppelung der Verdunstung an den Exergie-Fluß verglichen werden.
Der größte Teil der Strahlungsenergie wird auf dem Wege der Verdunstung umgesetzt (HERBST 1997). Die Verdunstung ist damit auch die wichtigste Quelle der Entropie-Produktion und des Entropie-Exportes. Die Verdunstung wurde aus den Primärdaten ermittelt. Für den Acker wurde die weitverbreitete Bowenverhältnis-Methode verwendet (BOWEN 1926, HÖRMANN et al. 1992). Sie beruht auf dem Verhältnis zwischen fühlbarem und latentem Wärmefluß. Zur Bestimmung der Energie-Flüsse werden vertikale Temperatur- und Feuchte-Gradienten im Bestand gemessen. Darüber hinaus werden Daten zur Strahlungsbilanz, zur Energie-Speicherung im Bestand und zum Bodenwärmstrom benötigt. Der Anwendung dieser Methode liegen folgende Annahmen zugrunde (s. HERBST 1997):
Es gilt die Fluß-Gradient-Beziehung (der Wasserdampf-Strom ist proportional dem Gradienten des Wasserdampf-Gehaltes) und die Energie-Bilanz ist geschlossen (die Strahlungsbilanz ist gleich der Summe aus Boden-, Bestandes-, metabolischem, fühlbarem und latentem Wärmestrom). Außerdem sind die turbulenten Diffusions-Koeffizienten für fühlbare und latente Wärme gleich.
Für die Energie-Bilanz eines Pflanzenbestandes gilt:

$$R_N + G + \lambda E + M = 0 \qquad (55)$$

Dabei ist R_N die Strahlungsbilanz, G der Wärmefluß in den Boden und in den Bestand, H der Strom fühlbarer und λ E der Strome latenter Wärme, M der metabolischer Wärmefluß. Die Einheit aller Größen ist W m^{-2}.

Das Bowen-Verhältnis berechnet sich nach der Formel:

$$\beta = \frac{H}{\lambda E} = \gamma \frac{K_H}{K_E} \frac{\Delta T}{\Delta e} \qquad (56)$$

Dabei sind ΔT und Δe die Differenz von Temperatur [°C] und Dampfdruck [mbar] zwischen zwei Höhenniveaus über dem Bestand. K_H und K_E sind turbulente Diffusions-Koeffizienten für fühlbare und latente Wärme und γ ist die Psychrometer-Konstante (0,67 mbar K^{-1}).

Unter Vernachlässigung von M und der Annahme $K_H = K_E$ ergibt sich für die Verdunstung:

$$\lambda E = -\frac{R_N + G}{1 + \beta} \qquad (57)$$

Für den Buchenwald konnte auf Ergebnisse von HERBST (1997) zurückgegriffen werden, der eine genauere Beschreibung des Verdunstungsprozesses entwickelt hat. Sein auf dem Widerstandsprinzip beruhendes Zweischicht-SVAT-Modell ist eine Weiterentwicklung des Ansatzes von SHUTTLEWORTH & WALLACE (1985), der seinerseits auf die Penman-Monteith-Formel (MONTEITH & UNSWORTH, 1990) zurückgeht. Als neue Komponenten der Verdunstung hat HERBST die Größen Interzeptions-Verdunstung und Taubildung/-verdunstung in das Modell eingefügt.

Das Modell von SHUTTLEWORTH & WALLACE berechnet Transpiration λE_c und Boden-Evaporation λE_s in W/m² mit den folgenden Formeln:

$$\lambda E_c = \frac{s \cdot (A - A_s) + \rho \cdot c_p \cdot D_0 / r_a^c}{s + \gamma (1 + r_s^c / r_a^c)} \qquad (58)$$

$$\lambda E_c = \frac{s \cdot A_s + \rho \cdot c_p \cdot D_0 / r_a^s}{s + \gamma (1 + r_s^s / r_a^s)} \qquad (59)$$

Dabei ist s die temperaturabhängige Steigung der Sättigungsdampfdruck-Kurve des Wassers [mbar/K], A die gesamte verfügbare Energie [W/m²], A_s die an der Bodenoberfläche verfügbare Energie, ρ die Dichte und c_p die spezifische Wärme von trockener Luft, D_0 das Wasserdampf-Sättigungsdefizit in Höhe des „mean canopy flow“ (HERBST), r_a^c der Grenzschicht-Widerstand der Blätter, r_s^c der Stomata- oder (genauer) Blattwiderstand, r_a^s der Grenzschicht-Widerstand des Bodens, r_s^s der Widerstand der trockenen Bodenoberfläche, γ die Psychrometer-Konstante [0,67mbar/K].

Sämtliche Berechnungen werden mit stündlichen Werten durchgeführt. Details zur Modellierung finden sich bei HERBST (1997).

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, daß die Verdunstung nach HERBST (1997) und die Berechnung des Exergie-Flusses zum Teil auf denselben Eingangsdaten beruhen. In beiden Ansätzen wird die Strahlungsbilanz benötigt.
Zum Vergleich mit den Ergebnissen von HERBST (1997) wurden auch Daten des Modells WASMOD (Water and Substance Simulation Model; REICHE 1991, 1996) verwendet. Hierbei handelt es sich um ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen. Es bietet die Möglichkeit, die Wasser- und Stoffdynamik von Gewässer-Einzugsgebieten zu berechnen. Durch Koppelung an ein Geographisches Informations-System durch geeignete Parameterisierungs-Programme können Simulationsrechnungen in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung durchgeführt werden.
Die Beschreibung der unterschiedlichen Transport- und Transformations-Prozesse bezieht sich auf die Vegetationsschicht, auf die Bodenoberfläche, auf den durchwurzelten Boden sowie auf die ungesättigte und gesättigte Zone. Die Simulation der Transportprozesse erfolgt 'quasi-3-dimensional', das heißt vertikale und laterale Transportprozesse werden pro Zeitschritt nacheinander simuliert. Eine detaillierte Dokumentation des Modells findet sich bei REICHE (1996).

3.3.6 Untersuchungen an anderen Standorten

Neben den Kieler Daten konnten für die Exergie-Berechnungen Datensätze vergleichend ausgewertet werden, die von anderen Gebieten der gemäßigten Breiten zur Verfügung standen. Die Daten wurden von verschiedenen Forschungs-Einrichtungen zur Verfügung gestellt bzw. der Literatur entnommen:
1. Meßstation "Waldstein" des BITÖK (Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung)
Die Messungen finden im nördlichen Fichtelgebirge in 765 m ü. NN statt (50°08'40"N, 11°51'55"E). Am Standort steht ein Fichtenwald. Gemessen wird in 30 m Höhe über den Baumwipfeln. Das Institut stellte Tageswerte der Temperatur sowie der ein- und abgestrahlten lang- und kurzwelligen Strahlung für die Jahre 1998 und 1999 zur Verfügung (KLEMM 2000).
2. Weizenfeld in Oregon, USA
Dieser AmeriFlux-Meßpunkt der Universität Nebraska befindet sich im Norden Oklahomas in der Nähe von Ponca City auf einem ca. 65 ha großen Weizenfeld (36°46'N, 97°08'W, 310 m ü. NN). Mit dem Eddy-Kovarianz-Verfahren werden dort CO_2, Luftfeuchtigkeit sowie die benötigten Komponenten der Strahlungsbilanz gemessen (VERMA 2000).
3. Untersuchungsstandorte des Meteorologischen Instituts der Universität Freiburg
Das Institut mißt seit 1974 an zwei verschiedenen Standorten die Komponenten der Strahlungsbilanz. Der eine Standort ist eine Grünlandfläche auf dem Gelände des Hamburger Flughafens. Die andere Fläche befindet sich in einem Kiefernwald in der Nähe von Hartheim (47°54'N, 7°37'O, 201 m ü. NN). Dieser Wald war bei Beginn der Untersuchungen ca. 15 Jahre alt und erstreckt sich über eine Fläche von 10 x 1,5 km. Während des Meßzeitraumes wuchs die durchschnittliche Höhe des Bestandes von 2 auf 14 m. Leider veröffentlicht das Institut nur Jahreswerte und ausgewählte Monatswerte (KESSLER & JÄGER 1999).

3.4 Erfassung der relativen Exergie-Aufnahme nach SCHNEIDER & KAY

Für die Berechnung der relativen Exergie-Aufnahme des Ackers und des Buchenwaldes benötigt man die Strahlungsbilanz *Rn* und die kurzwellige Nettostrahlung *K**. Die kurzwellige Nettostrahlung ist die Globalstrahlung abzüglich der Reflexion. Strahlungsbilanz und Globalstrahlung wurden der Datenbank des ÖZK entnommen (vgl. Kapitel 3.3). Die kurzwellige Nettostrahlung wurde mit den Schätzwerten zur Albedo (vgl. Kapitel 3.3.2) aus der Globalstrahlung berechnet. Die Autoren verwenden ihre Methode nur während der Vegetationsperiode an Strahlungstagen und zur Mittagszeit. Um diese Versuchsbedingungen nachzubilden, wurde der Bestand der Datenbank gefiltert: Aus den Monaten April bis Oktober wurden Strahlungstage ohne Niederschlag ausgewählt. Anschließend wurden die Stundenwerte nach der Stärke der Globalstrahlung sortiert. Für die 10 stärksten Strahlungsereignisse jedes Monats wurden Mittelwerte gebildet für den Wert R_n/K^*.

3.5 Erfassung der Entropie-Bilanz nach AOKI

Für diese Untersuchung wurden ebenfalls die bereits beschriebenen meteorologischen Daten des Ökologie-Zentrums verwendet, die auf dem Acker und im Buchenwald gemessen wurden. Da allerdings die direkte und die diffuse Himmels-Strahlung nicht getrennt erfaßt wurden, muß die Verteilung der Globalstrahlung auf diese beiden Größen geschätzt werden. Dazu wurden Literaturdaten verwendet. Nach MALBERG (1997) beträgt der Anteil der diffusen Himmelsstrahlung an der Globalstrahlung in Norddeutschland von Dezember bis Februar 79%, von März bis Mai 64%, von Juni bis August 60% und von September bis November 65%.

3.6 Berechnung der Entropie-Bilanz landwirtschaftlicher Nutzung

Der Energiehaushalt eines Agrarökosystems wird in erheblichem Maße vom Menschen beeinflußt (PIMENTEL 1980). Dabei wird anthropogene Energie im System umgewandelt und findet sich teilweise als gespeicherte Energie in der landwirtschaftlichen Produktion wieder. Den großen und vielfältigen Energie-Einträgen steht die noch umfangreichere Energie-Entnahme gegenüber. Ein Vergleich der eingesetzten Energie-Mengen mit der gewonnenen Energie (das heißt mit dem Energie-Gehalt der Ernteprodukte) gibt Aufschluß über die Effizienz der jeweiligen Bewirtschaftung. Die Analyse dieser Prozesse verläuft nach PIMENTEL (1992, 1980) in zwei Schritten:

1. Erfassung der wichtigsten Stoff-Flüsse in Agrarökosystemen.
2. Energetische Bewertung der beobachteten Flüsse.

Eine solche Analyse wurde für das Einzugsgebiet des Belauer Sees von TRÜMPLER (1995) durchgeführt. Die Bewertung der landwirtschaftlichen Produktionsmittel orientiert sich an den energetischen Vorleistungen („graue Energie“), die bei ihrer Herstellung anfallen (PIMENTEL 1992). TRÜMPLER (1995) paßte die Bewertung den Standortbedingungen im Untersuchungsgebiet an. Gemessen werden diese in der Regel durch den Verbrauch an fossilen Energien. Der Energie-

Eintrag eines Stoffes ergibt sich aus der Enthalpie der Primärbrennstoffe (Kohle, Erdgas, Rohöl), die für Produktion und Transport eingesetzt wurden. Der Energie-Eintrag einer Fläche entspricht der Summe der mengenbezogenen Energie-Einträge der einzelnen Stoffe. Alle Flüsse werden in Energie-Einheiten angegeben (J/cm²). So können verschiedene Qualitäten von Ein- und Austrägen verglichen werden mit dem Ziel, das Verhältnis η aus Energie-Output und Energie-Input zu berechnen.

In einem Agrarökosystem ist die jährliche Entropie-Bilanz:

$$dS = \sigma = \frac{1}{T}\left(W + \lambda\ P_1 - P_0\right) \qquad (60)$$

Dabei ist: λP_1 der Anteil der jährlichen Brutto-Primärproduktion, der dem Acker nicht mit der Ernte entzogen wird (Respiration und Ernterückstände). Dann ist $d_i S = (W + \lambda P_1)/T$ und $d_e S = -P_0/T$.

Die Netto-Primärproduktion ist $(1 - r)P_1$, wobei r der mittlere Respirations-Koeffizient ist. Der Term rP_1 beschreibt die Respirations-Verluste. Der Faktor k bestimmt den Anteil der Netto-Primärproduktion, der bei der Ernte dem System entnommen wird. Dies ist die Summe aus Haupt- und Nebenernte-Produkten. Der Gesamtertrag ist dann:

$$y\ =\ k\,(1\ -\ r\,)\,P_1 \qquad (61)$$

Die Ernterückstände werden durch den Term $(1-k)(1-r)P_1$ beschrieben. Dann ist

$$\underset{\textit{Ernterückstände}\ +\ \textit{Respiration}}{\lambda P_1 = (1-k)\,(1-r)\,P_1 \quad + \quad rP_1} \quad = \quad (1-k+kr)P_1 \qquad (62)$$

Setzt man (61) in (62) ein, dann ergibt sich:

$$\lambda P_1 = (1-k+kr)P_1 = \frac{1-s}{s}\,y \qquad \textit{Dabei ist} \quad s = k(1-r) \qquad (63)$$

So erhält man schließlich die Formel zur Berechnung der Entropie-Bilanz von Agrarökosystemen:

$$\sigma = \frac{1}{T}\left(W + \frac{1-s}{s}\,y - P_0\right) \qquad (64)$$

Verwendet man das Output/Input-Verhältnis nach PIMENTEL (1980) $y = \eta W$ dann ergibt sich:

$$\sigma\ = \frac{1}{T}\left[W\left(1-\eta+\frac{\eta}{s}\right)-P_0\right] = \frac{1}{T}\left[y\left(\frac{1}{\eta}+\frac{1}{s}-1\right)-P_0\right] \qquad (65)$$

Ein offenes System befindet sich in einem dynamischen Gleichgewicht, wenn die absolute Änderung der Entropie innerhalb eines charakteristischen Zeitraumes gleich null ist (WOLKENSTEIN 1986). Bezogen auf die Landwirtschaft bedeutet dies: Die Entropie-Bilanz σ ist ein Kriterium für die Nachhaltigkeit des Systems. Das System kann als nachhaltig bezeichnet werden, wenn gilt: $\sigma = 0$.

Für diesen Fall kann man mit (65) einen „kritischen Energie-Eintrag“ abschätzen:

$$W_{cr} = \frac{P_0}{1 - \eta + \frac{\eta}{s}} \tag{66}$$

Bei diesem Eintrag befindet sich das System in einem dynamischen Gleichgewicht. Es verliert nicht an Ordnung und gewinnt auch keine hinzu. Analog erhält man den „kritischen“ oder „nachhaltigen“ Ertrag:

$$y_{cr} = \frac{P_0}{\frac{1}{s} + \frac{1}{\eta} - 1} \tag{67}$$

Wenn $W > W_{cr}$ oder $y > y_{cr}$ dann ist auch $\sigma > 0$.

Detaillierte Angaben über die Ein- und Austräge durch die Landbewirtschaftung beruhen auf einer Befragung der Betriebe des Untersuchungsgebiets, die im Jahre 1988 stattfand (REICHE 1991). An dieser Erhebung haben sich 63 der ansässigen Betriebe beteiligt, wodurch 60% der landwirtschaftlich genutzten Fläche (= 591 Schläge) des Untersuchungsgebietes charakterisiert werden konnten.

Als Einträge wurden die landwirtschaftlichen Produktionsmittel wie mineralische und organische Düngemittel, Maschinen-Einsatz, Treibstoff-Verbrauch, Saat-Mengen und Pestizide erfaßt. Darüber hinaus machten die Landwirte Angaben über Anbaufrucht, Fruchtfolge, Pflugtermin und -tiefe, Maschinenpark und Ernte-Erträge. Mit einer geringeren Zahl von Betrieben wurde die Befragung 1997 (DIBBERN 2000) wiederholt. Die Eingangsgrößen für die Bilanzgleichung wurden in folgender Weise bestimmt:

Der anthropogene Energie-Eintrag W ergibt sich aus den mengenmäßigen Einträgen der verschiedenen Produktionsmittel und deren energetischer Bewertung. TRÜMPLER (1995) hat aus der Literatur die Ergebnisse von energetischen Bewertungen zusammengestellt (Tabelle 11) und für das Jahr 1988 Energie-Bilanzen aufgestellt. Es wurden nur Arbeiten berücksichtigt, bei denen für die Berechnung der Gesamt-Energiekosten der Abbau der Rohstoffe, die Weiterverarbeitung zum gebrauchsfertigen Produkt sowie der Transport von Rohstoffen und Produkt erfaßt wurden. Die angegebenen Werte können jedoch nicht völlig exakt sein, weil die energetischen Aufwendungen für ein bestimmtes Produkt schwanken. Dies hat seine Ursache in unterschiedlichen Produktionsverfahren, unterschiedlicher Herkunft von Zwischenprodukten, abweichenden Transportwegen und Lagerungszeiten. Manche Teilangaben können auch nur geschätzt werden und liegen somit im Ermessen des jeweiligen Autors.

Tabelle 11: Energetische Vorleistungen für die wichtigsten landwirtschaftlichen Produktionsmittel.

Produkt	Energieaufwand	Quelle
Diesel-Treibstoff	41 MJ/l	Projektgemeinschaft Bioenergieträger (1995)
Maschinen:		
Herstellungskosten	86,77 [MJ/kg]	BOWERS (1992)
Transportkosten	8,8 [MJ/kg]	LOEWER et al. (1977)
Unterhaltungskosten	47,7 [MJ/kg]	FLUCK (1985)
Organischer Dünger	3,2 [MJ/kg]	PALZ & CHARTIER (1980)
Mineraldünger:		Mittelwerte aus verschiedenen Arbeiten[1]
N	60,2 [MJ/kg]	
P	13,6 [MJ/kg]	
K	8,7 [MJ/kg]	
Pflanzenschutzmittel	Je nach Substanz: 77-254 [MJ/l]	PIMENTEL(1980)
Saatgut	Je nach Fruchtart: 2,99 - 5,67 [MJ/kg]	BURMEISTER (1986)

Der Maschinen-Einsatz für eine bestimmte Fruchtart wird berechnet, indem die gesamte Nutzungsdauer und das Gewicht der benötigten Maschinen bestimmt wird. So erhält man den Verschleiß der Maschinen in kg/h. Eine Stunde Pflügen mit einem 3600 kg schweren Schlepper, der eine Nutzungsdauer von 12000 h aufweist, bewirkt also einen Maschinenverbrauch von 3600 kg/12000 h = 0,3 kg/h. Die Daten zum Arbeitszeitbedarf verschiedener Bewirtschaftungs-Maßnahmen und zur Lebensdauer der Maschinen wurden dem Kapitel „Landtechnik und Arbeitswirtschaft“ der Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau (HYDRO AGRI DÜLMEN AG 1993) entnommen. Für den Ackerbau liegt der Maschineneinsatz für die verschiedenen Fruchtarten bei etwa 15 kg/ha. Die energetische Bewertung dieses Inputs umfaßt die Herstellungskosten für die Werkstoffe (v.a. Stahl), die Fertigung zum Endprodukt und die Unterhaltung der Maschinen. Die durch Fahrzeuge und Anhänger verursachte Bodenverdichtung ist auch eine Funktion des Treibstoff-verbrauchs, aber von diesem schwer zu trennen. Sie wird daher nicht extra angegeben.

Der organische Dünger setzt sich aus verschiedenen Stoffen in schwankenden Gewichtsanteilen zusammen (z.B. Stroh, Flüssig- und Festmist). Die Nährstoff-Gehalte können unterschiedlich sein, insbesondere bei tierischen Abfällen sind Rottezustand, Wassergehalt, Düngerart (Mist oder Jauche), Verfügbarkeit der Nährstoffe usw. sehr variabel. 90% des organischen Düngers sind tierischen Ursprungs. Die Produktion findet innerhalb des landwirtschaftlichen Betriebes statt, so daß sich der Energie-Input auf die von außen gelieferten Futtermittel sowie den Aufwand zur Tierhaltung und Strohproduktion beschränkt. Eine genaue Analyse der Tierproduktion ist jedoch noch nicht erfolgt, so daß für die energetischen Vorleistungen bei der Produktion des organischen Düngers keine Daten vorliegen. Daher wird der gesamte organische Dünger als Input gewertet, auch wenn es sich zum Teil um eine Rückführung von Stoffen handelt, die bei der letzten Ernte der Fläche entnommen wurden. Die Bewertung des organischen Düngers erfolgte nach PALZ & CHARTIER (1980).

Die energetische Bewertung der mineralischen Düngemittel erfolgte entsprechend ihren Gehalten an Stickstoff, Phosphor und Kalium. Eine Übersicht über die 37 häufigsten Substanzen findet sich im Anhang (Tabelle 28 auf Seite 115). Die energetische Bewertung der Pestizide richtete sich nach den Werten von PIMENTEL (1980, s. TRÜMPLER 1995). Auch hierzu befindet sich eine Übersicht im Anhang (Tabelle 29 auf Seite 116).
Zur Vereinfachung werden für die Berechnungen der Inputs die Brutto-Nährstoffgehalte verwendet, wobei Verluste an die Atmosphäre, nicht verfügbare Verbindungen des Nährstoffes u.a. nicht berücksichtigt werden.

Die energetische Bewertung der Erträge geschieht anhand der Brutto-Energiegehalte der Ernteprodukte bei einem Feuchtegrad von 20%. Dies entspricht erfahrungsgemäß der mittleren Feuchte bei der Ernte (Tabelle 12). Die Energiegehalte sind dem Lehrbuch „Futtermittelkunde“ (JEROCH et al. 1993) entnommen.

Tabelle 12: Brutto-Energiegehalte verschiedener Feldfrüchte bei einem durchschnittlichen Wassergehalt von 20% in MJ/kg (JEROCH 1993).

Pflanzenteil	Leguminosen	Rüben	Gerste	Hafer	Mais	Raps	Roggen	Grünland	Weizen
Frucht	15.4	16.4	14.8	15.4	14.8	22.8	14.8	14.6	15.0
Stroh/Wurzeln	14.5	13.4	13.9	14.5	14.8	14.2	14.7	14.0	14.0

Aus den bereits vorhandenen Angaben zu den Ernte-Erträgen wurde in mehreren Schritten die Bruttoproduktion der Feldfrüchte bestimmt. Zuerst wurde die gesamte Netto-Primärproduktion rekonstruiert. Dazu wurden die Mengenverhältnisse zwischen Frucht[2] und Stroh sowie zwischen oberirdischer und unterirdischer Biomasse (Sproß und Wurzel) der Literatur entnommen (Tabelle 13). Mit diesen Daten und den Ertragsdaten aus der Befragung lassen sich die absoluten Mengen und die absoluten Energiegehalte der Erträge bestimmen.

[1] PROJEKTGEMEINSCHAFT BIOENERGIETRÄGER (STAND 1995), REINHARDT (1991), MUDAHAR & HIGNETT (1987), JÜRGENS-GECHWIND & ALTBROD (1981), BMWI (1978), LOCKE-RETZ (1980), LEACH (1976), DELEAGE (1979).
[2] Als „Frucht“ ist das jeweilige Haupt-Ernteprodukt gemeint. Je nach Pflanze ist es also tatsächlich die Frucht oder auch ein Teil der Wurzel.

Tabelle 13: Stroh/Frucht- und Sproß/Wurzel-Verhältnisse verschiedener Feldfrüchte (Hydro Agri Dülmen AG 1993, WEISHEIT 1995, VETTER 1952, WACHENDORF 1995). Die Einheit dieser Quotienten ist kg TM/kg TM. Der Faktor *k* gibt an, wie groß der Anteil der geernteten Pflanzenteile an der gesamten Netto-Primärproduktion ist. Die Einheit von *k* ist J/J.

	Legu-minosen	Rüben	Gerste	Hafer	Mais	Raps	Roggen	Grünland	Weizen
Stroh/Frucht-Verhältnis	2	0.3	1	1.2		1.7	1.4		0.9
Sproß/Wurzel-Verhältnis	7.5	23.6	4	3.3	4	6.75	4	3.3	4
k	0.78	0.93	0.73	0.69	0.72	0.66	0.71	0.70	0.74

WEISHEIT (1995) bestimmte für mehrere Grasarten im Untersuchungsgebiet einen mittleren Respirations-Koeffizienten von 0,3. Dieser Faktor wurde verwendet, um aus der Netto-Primärproduktion (in MJ) die Brutto-Primärproduktion zu berechnen.

Der Anteil der Brutto-Primärproduktion, der nach der Ernte auf dem Acker verbleibt, setzt sich aus den Wurzeln und oberirdischen Resten zusammen. Bei Rüben, Kartoffeln und Erbsen bleibt das Kraut vollständig auf der Fläche. Beim Mais bleiben etwa 10% zurück (WACHENDORF 1995). Bei den anderen Kulturarten sind die Mengen der Ernterückstände variabel. Nach HÖRMANN (mündl. Mittl.) besteht für die Landwirte im Untersuchungsgebiet die Möglichkeit, das Stroh an eine dänische Biogas-Anlage zu verkaufen. Es könne daher davon ausgegangen werden, daß nur ca. 20% des Strohs auf den Äckern verbleiben. Aus diesen Angaben über die Ernterückstände läßt sich mit dem Verhältnis aus oberirdischer und unterirdischer Biomasse die Gesamtmenge an Ernterückständen berechnen. Berechnet man nun die Energiemengen der Ernterückstände, dann kann man den Faktor *k* bestimmen, der für die spätere Berechnung der Entropie-Bilanz benötigt wird.

Als letztes fehlt für die Bilanz noch die Produktivität des Referenz-Systems. Wie bereits erläutert, wurde dazu eine extensive Weide verwendet. Sie hat eine Brutto-Primärproduktion von 106 GJ ha^{-1} $Jahr^{-1}$ (SACH 1997).

4 Ergebnisse

Sowohl die Exergie-Aufnahme als auch die Entropie-Bilanz des Buchenwaldes und des Fruchtfolge-Ackers beruhen ausschließlich auf meteorologischen Daten. Wie in Kapitel 3.3.1 ff. erläutert, wurden die Werte aus dem Bestand der Projektdatenbank des Kieler Ökologie-Zentrums ergänzt, um Lücken zu schließen. Weiterhin mußte eine möglichst realistische Einschätzung der Albedo durch eine Literatur-Recherche vorgenommen werden. Die langwellige Ausstrahlung wurde neu berechnet. Zur Bestimmung der Brutto-Photosynthese wurde ein Modell von KUTSCH et al. (2001) verwendet. Die Verdunstungsdaten konnten von HERBST (1997) und REICHE (1996) übernommen werden. Die Ergebnisse dieser Datenbeschaffung und –aufbereitung werden in den nächsten Abschnitten 4.1 bis 4.3 dargestellt, da sie die Grundlage der thermodynamischen Größen darstellen. Darauf folgt die Berechnung des Exergie-Flusses (vgl. Kapitel 2.4.3), zunächst auf regionaler Ebene und dann im Vergleich mit anderen Standorten in Deutschland und den USA. Zur Ermittlung von Produktion und Export der Entropie (vgl. Kapitel 2.4.4) wird wieder auf die Kieler Daten zurückgegriffen. Zum Schluß wird die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft des Forschungsraumes untersucht (vgl. Kapitel 2.4.5).

4.1 Meteorologische Charakterisierung der Jahre 1991 – 1996

Die Projektdatenbank lieferte den größten Teil der verwendeten Daten. Ausgewertet wurden die meteorologischen Messungen, die auf den Meßtürmen im Buchenwald und auf dem Fruchtfolge-Acker stattfanden. Der Untersuchungszeitraum dauerte von Januar 1991 bis Oktober 1996. In Tabelle 14 sind die Mittelwerte der wichtigsten Parameter dargestellt. In den folgenden Abbildungen wird die jährliche Dynamik dieser Parameter illustriert.

Im Untersuchungszeitraum war es wärmer als im langjährigen Mittel (vgl. Kapitel 3.2). Dies war verbunden mit höheren Niederschlägen und einer höheren Verdunstung. Besonders warm waren die Jahre 1992 und 1994. Dies lag vor allem an den milden Wintern, aber auch an langen Schönwetterperioden im Sommer, in denen mitunter Tages-Mitteltemperaturen von über 25°C gemessen wurden (vgl. Abbildung 7). Auch der Sommer 1995 war sehr warm. Im Jahresmittel macht sich dann der sehr kalte Dezember bemerkbar. Diese Kälteperiode dauerte bis April 1996, so daß dieses Jahr das mit Abstand kälteste des Untersuchungszeitraumes wurde. Da 1996 nur die Monate Januar bis Oktober in die Mittelwert-Bildung eingingen, wird die tatsächliche Jahres-Mitteltemperatur noch niedriger gewesen sein als in Tabelle 14 angegeben. Auffällig am Jahr 1996 sind zwei kurze, sehr warme Perioden Mitte April und Anfang Juni.

Tabelle 14: Jahresmittel verschiedener meteorologischer Größen. Im Wald fanden die Messungen in 36 m Höhe statt. Auf dem Acker wurden die Strahlungsdaten in 6 m Höhe und die Lufttemperatur in 2 m Höhe gemessen. Die Bodentemperatur wurde jeweils in 5 cm Tiefe erfaßt. Für 1996: Mittelwerte aus dem Zeitraum Januar bis Oktober. Daten aus der Projektdatenbank des ÖZK (nach HÖRMANN, schriftl. Mitteilung b). Fruchtfolge des Ackers: ´91: Futter-Rüben, ´92: Winter-Roggen, ´93 Silo-Mais, ´94/´95: Weidelgras, ´96: Hafer.

	1991	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**
Wald: Temp. über Bestand	8.3	9.2	7.8	9.1	8.7	7.3
Acker: Temp. über Bestand	8.4	9.4	8.1	9.3	8.8	8.1
Wald: Bodentemperatur	7.7	7.8	7.0	7.6	7.4	6.3
Acker: Bodentemperatur	9.6	10.1	8.9	10.7	10.4	9.0
Niederschlag [mm]	721	703	828	878	698	403
Globalstrahlung [MJ/m²]	3675	3587	3126	3681	3801	3313
Strahlungsbilanz Wald [MJ/m²]	1413	1467	1191	1392	1697	1808
Strahlungsbilanz Acker [MJ/m²]	1514	1470	1114	1282	1607	1644

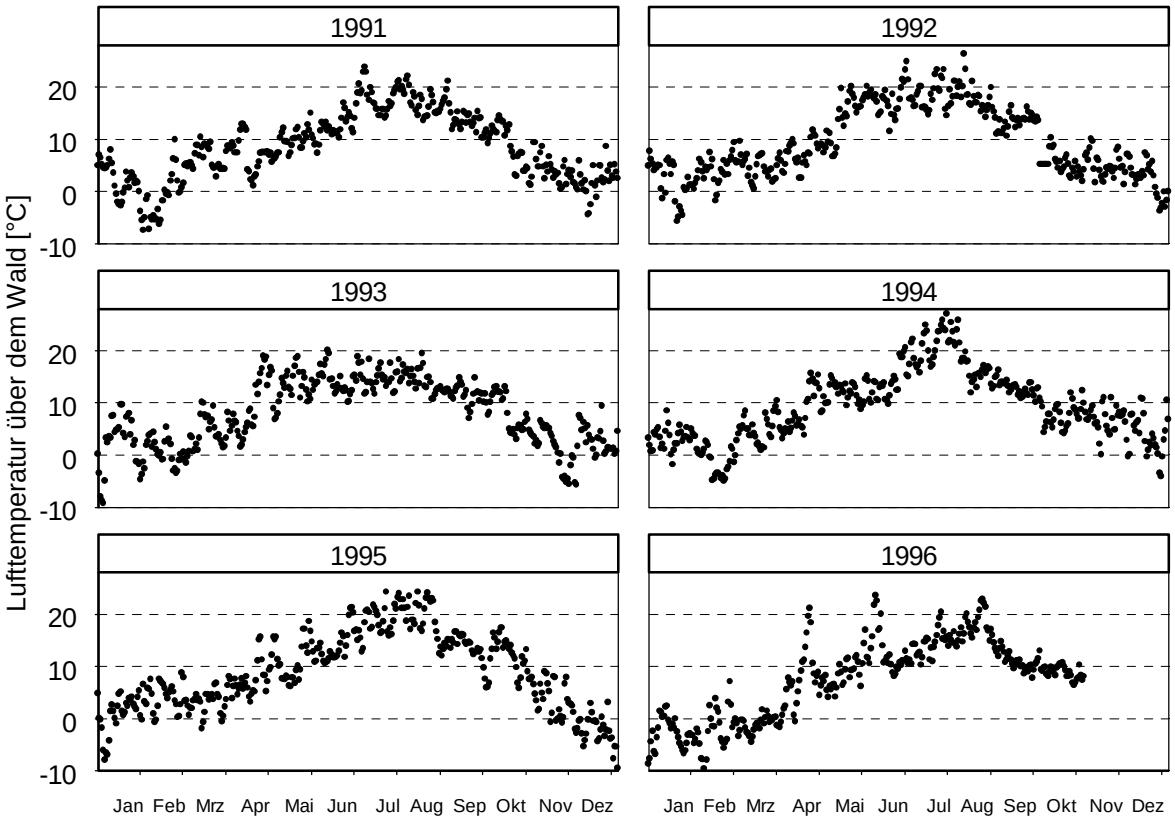

Abbildung 7: Lufttemperatur über dem Buchenwald im Schwerpunktraum des Bornhöved-Projektes (nach HÖRMANN, schriftl. Mitteilung b). Dargestellt sind Tagesmittelwerte, abgeleitet aus Stundenmitteln.

Bei der Auswertung der Temperatur-Messungen konnten zwei grundsätzliche Unterschiede zwischen den beiden Flächen festgestellt werden: Erstens war der Acker im Jahresmittel regelmäßig etwas wärmer (Tabelle 14). Dies lag insbesondere an den höheren Temperaturen im Sommer. Im Winter war es eher im Wald wärmer. Die Darstellung dieser stärkeren Pufferung von Temperaturschwankungen im Wald wird anhand der Bodentemperatur verdeutlicht (Abbildung 8 und Abbildung 9). Leider traten hier im Wald im Februar 1991 und im Winter 1996 Meßlücken auf, die nicht zu schließen waren. Trotzdem wird deutlich, daß die Temperatur im Acker erheblich stärker schwankt und zwar sowohl im Vergleich aufeinanderfolgender Tage (s. stärkere Streuung) als auch in der Jahresdynamik (s. Jahresmaxima und -minima).

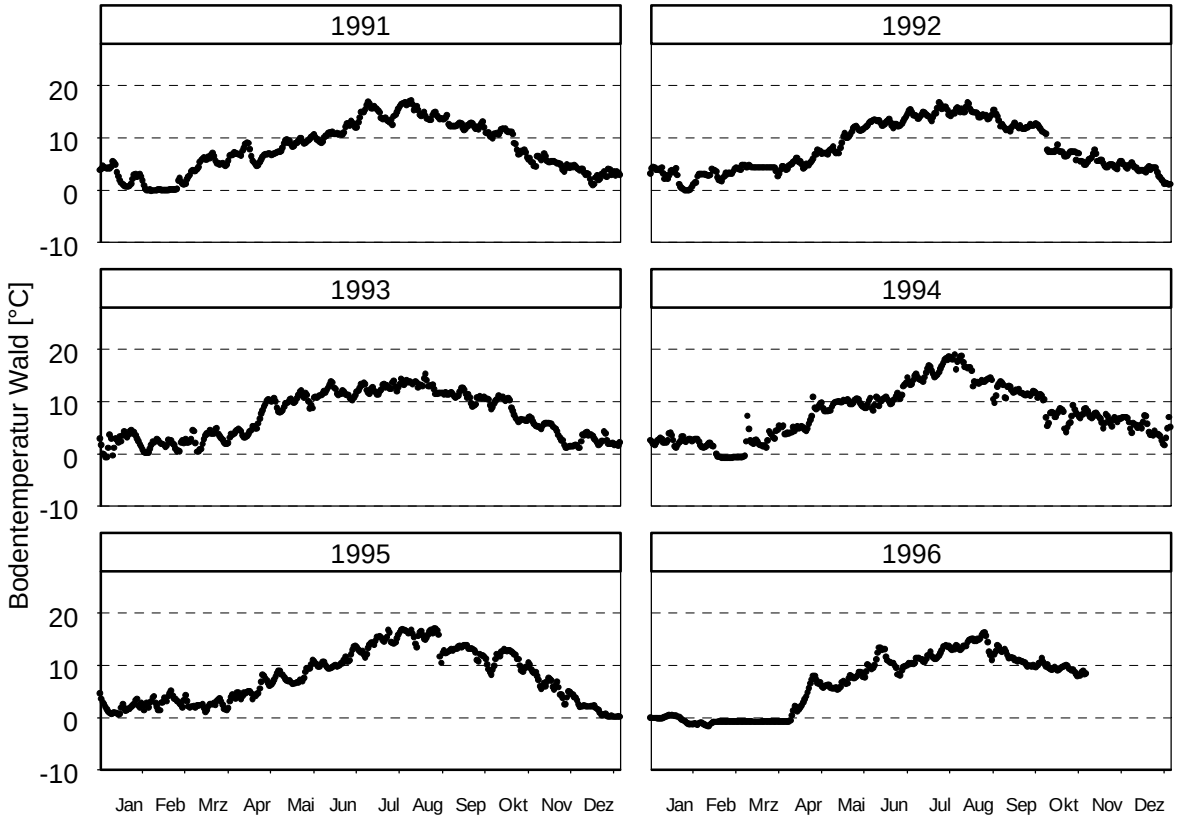

Abbildung 8: Bodentemperatur im Buchenwald in 5 cm Tiefe. (HÖRMANN, schriftl. Mittlg. b).

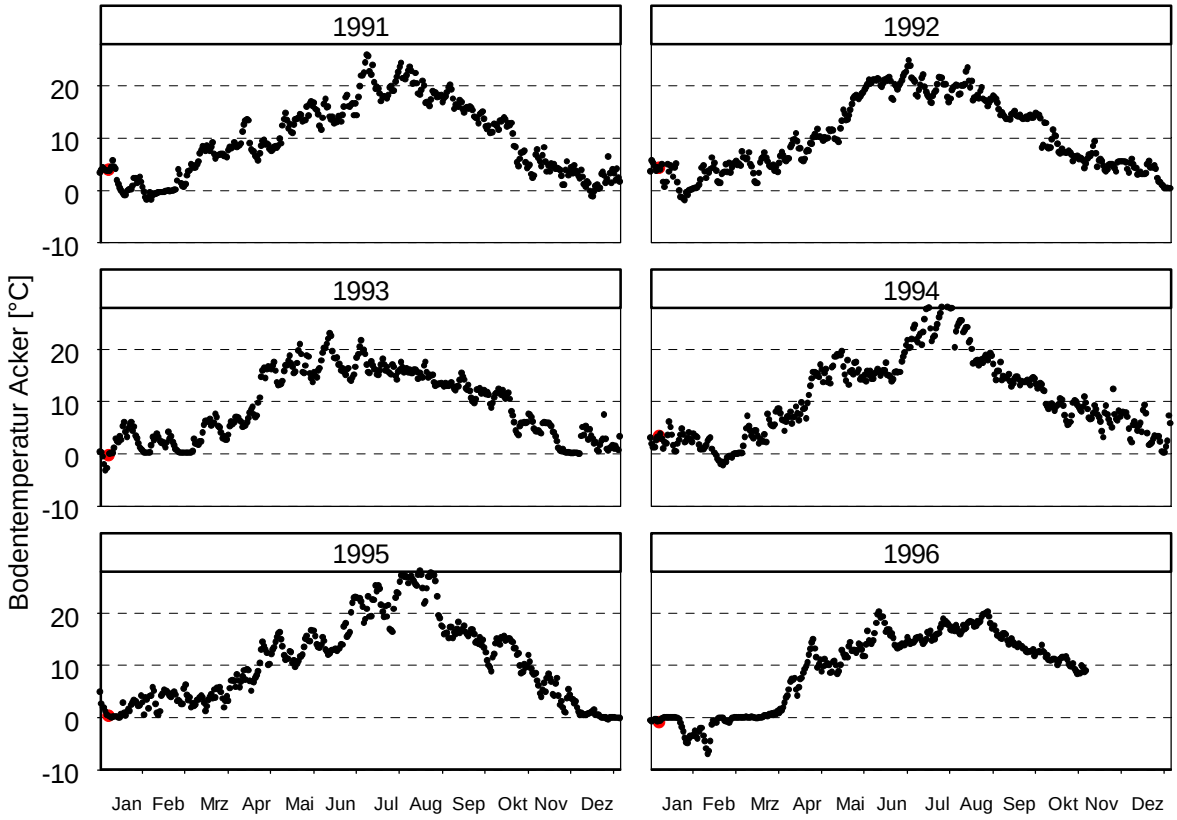

Abbildung 9: Bodentemperatur auf dem Acker in 5 cm Tiefe (nach HÖRMANN, schriftl. Mittlg. b). Fruchtfolge des Ackers: ´91: Futter-Rüben, ´92: Winter-Roggen, ´93 Silo-Mais, ´94/´95: Weidelgras, ´96: Hafer.

Die Verteilung der Niederschläge folgte keiner deutlichen Jahresdynamik (Abbildung 10). Meistens war das Frühjahr eher regenarm, während Herbst und Winter von stärkeren Niederschlägen geprägt waren. Besonders auffällig sind zwei lang anhaltende Trockenperioden: Im Mai/Juni 1992 hat es während 6 Wochen keinen Niederschlag gegeben und im Januar 1996 lag der Niederschlag bei nur 1 mm. Das Jahr 1996 war mit Abstand das trockenste der Untersuchungsperiode.

Das Strahlungsklima folgt dagegen einer jahreszeitlichen Dynamik. Die datumsabhängige Höhe der Einstrahlung (Abbildung 11) wird moduliert durch das jeweilige Wetter. Zum Beispiel führt der regnerische Sommer 1993 zu einer deutlich verringerten Globalstrahlung in diesem Jahr. Im September ist die Globalstrahlung sogar um ca. 30% niedriger als im Oktober. 1996 erreichen April und September hohe Strahlungswerte, während der Sommer hinter den Werten anderer Jahre deutlich zurückbleibt.

Ein ähnliches Bild zeigt sich bei der Strahlungsbilanz (Abbildung 12 und Abbildung 13). Von November bis Februar ist die Strahlungsbilanz in den meisten Jahren negativ. 1996 ist die Jahressumme der Strahlungsbilanz vergleichsweise groß, weil die negativen Werte aus November und Dezember in die Jahressumme nicht eingingen (vgl. Tabelle 14). Vergleiche der beiden Meßpunkte ergeben nur geringe Unterschiede. Dabei erreicht die Strahlungsbilanz im Wald meistens etwas höhere Werte.

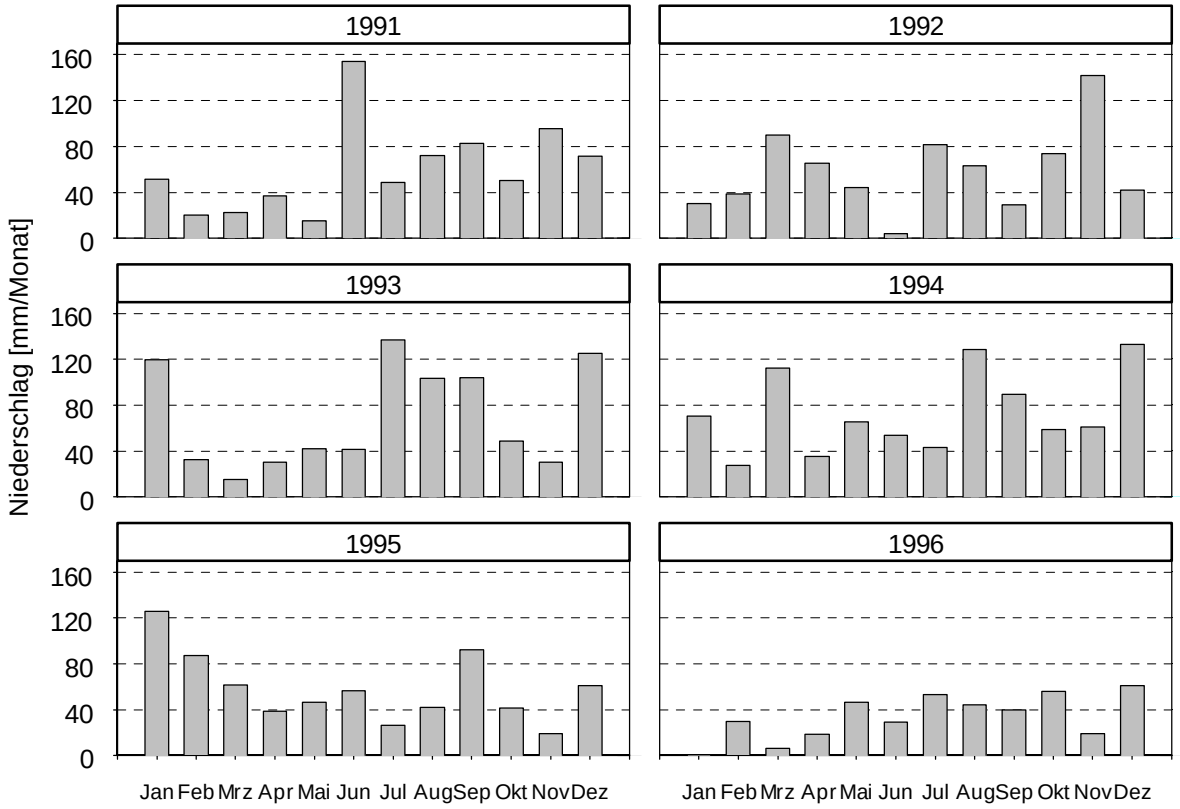

Abbildung 10: Monatliche Niederschlagssumme im Untersuchungsgebiet (nach HÖRMANN, schriftl. Mitteilung b).

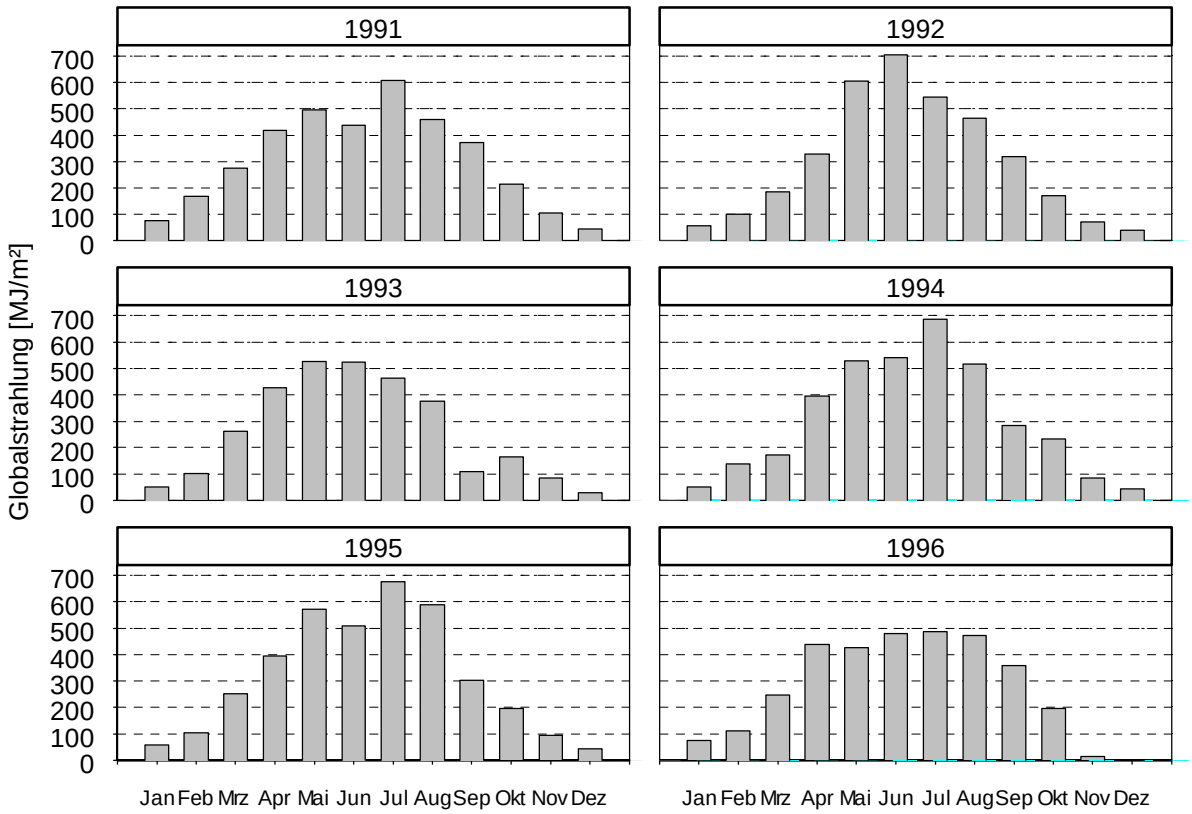

Abbildung 11: Monatssummen der Globalstrahlung im Untersuchungsgebiet (nach HÖRMANN, schriftl. Mitteilung b).

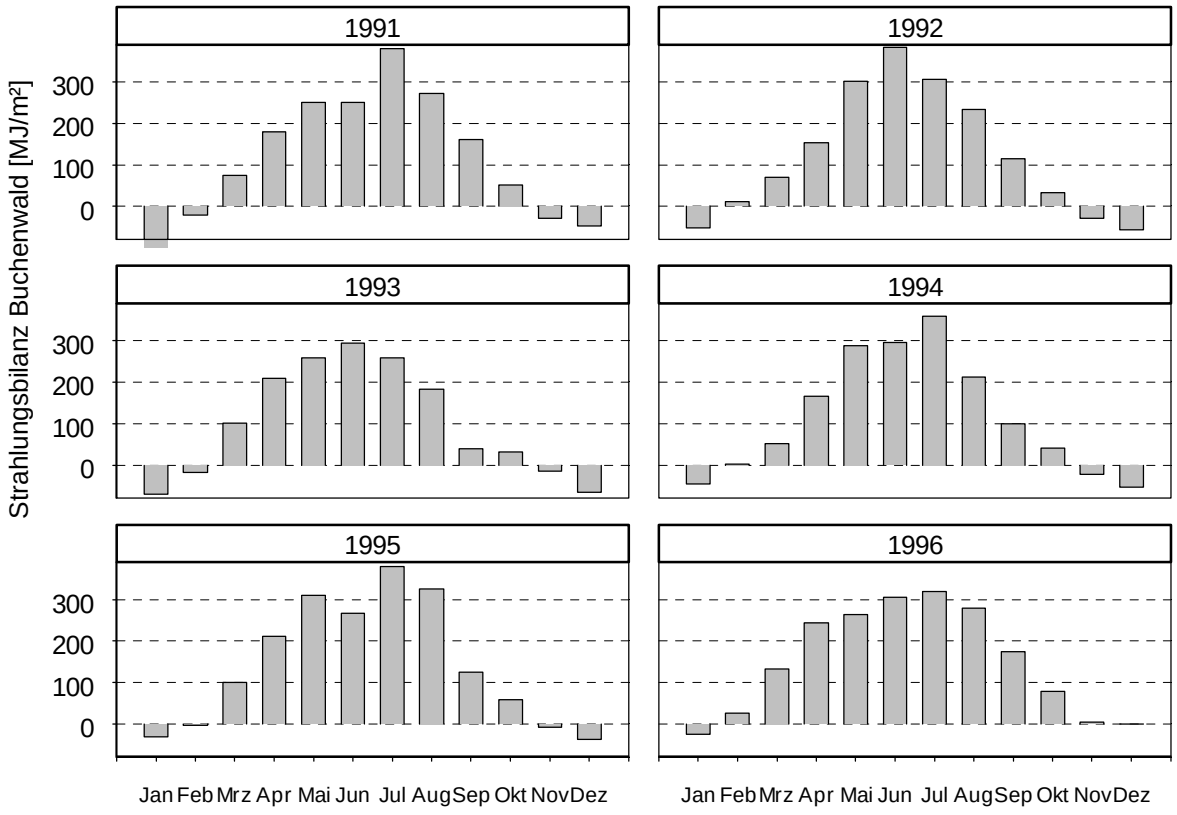

Abbildung 12: Monatssummen Strahlungsbilanz im Buchenwald (HÖRMANN, schriftl. Mittlg. b).

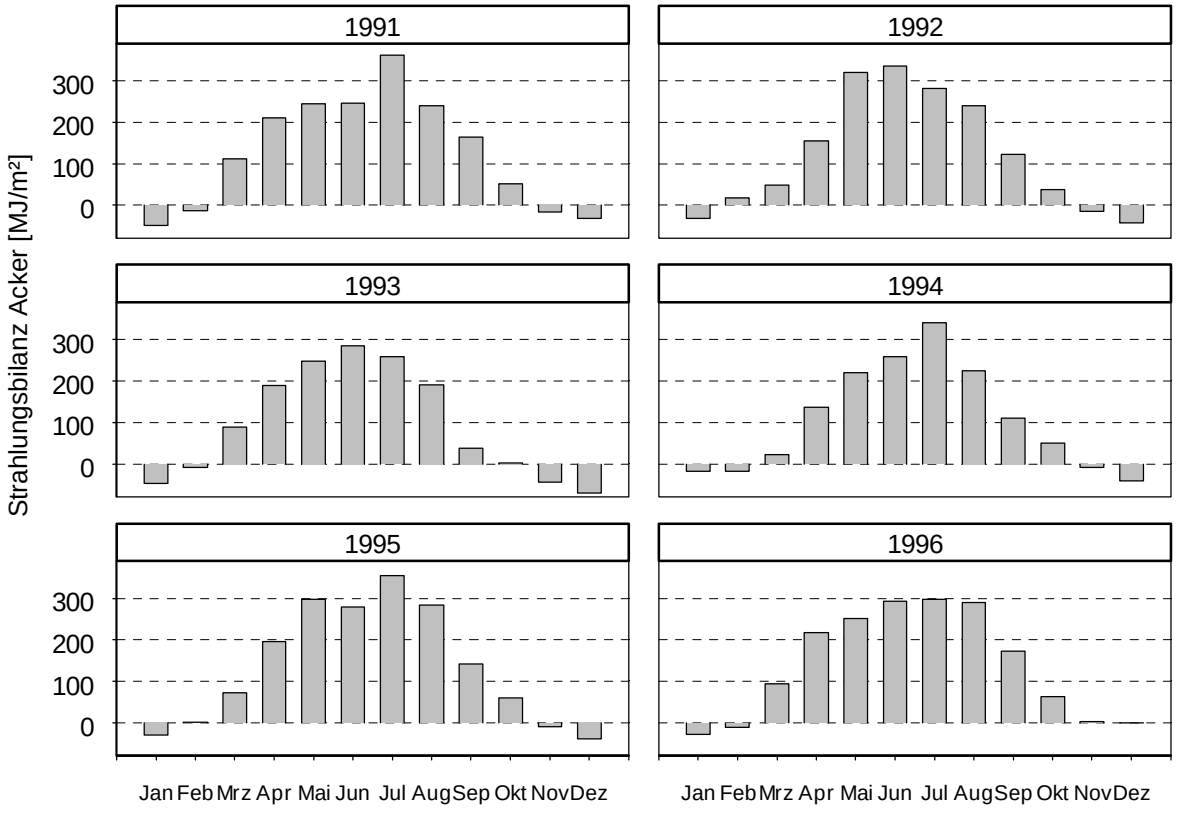

Abbildung 13: Monatssummen der Strahlungsbilanz auf dem Acker (nach HÖRMANN, schriftl. Mittlg. b). Fruchtfolge des Ackers: ´91: Futter-Rüben, ´92: Winter-Roggen, ´93 Silo-Mais, ´94/´95: Weidelgras, ´96: Hafer.

4.2 Verdunstung

Die Verdunstung von Wasser erfordert große Mengen an Energie[3] (ca. 2500 J/g bei 20°C). Das Ausmaß der Verdunstung wird von der verfügbaren Energie - der Strahlungsbilanz - begrenzt. In der Regel kann daher die Verdunstung nicht größer sein, als mit der einfallenden Sonnenstrahlung möglich. Vielmehr ist sie deutlich niedriger, da ja von der Sonne auch die Photosynthese sowie der Wärmestrom in die Atmosphäre bzw. in den Boden angetrieben werden. Das Modell von HERBST (1997) gibt aber für mehrere Jahre höhere Verdunstungswerte aus, als mit der gemessenen Strahlungsbilanz überhaupt möglich wäre (vgl. Tabelle 15). Es ist daher zu vermuten, daß es die tatsächliche Verdunstung im Wald etwas überschätzt. Möglich wäre auch eine advektive Energie-Gewinnung durch Zustrom von Wärme aus benachbarten Systemen. Doch ob es diesen sogenannten „Oasen-Effekt“ (ESCHENBACH) im vorliegenden Fall gibt, kann hier nicht beantwortet werden.
Das Verdunstungs-Modell WASMOD (REICHE 1996) bestimmt die tägliche Verdunstung unter Berücksichtigung der Niederschlags-Menge und des Abflusses. Diese Methode liefert für das Untersuchungsgebiet niedrigere Werten. Aus den Unterschieden zwischen beiden Modellen wurde für jeden Monat ein Proportionalitäts-Faktor berechnet, der einen quantitativen Vergleich der beiden Methoden ermöglicht. Eine Tabelle mit den monatlichen Verdunstungswerten beider Ansätze sowie den Umrechnungs-Faktoren befindet sich im Anhang (Tabelle 26 auf Seite 113).
Für den Fruchtfolge-Acker gibt es keine Parametrisierung des Modells von HERBST, so daß hier neben den Werten von REICHE (1996) nur die Bowen-Ratio-Daten aus der Projektdatenbank zur Verfügung standen.
Die nach den verschiedenen Methoden berechnete Evapotranspiration wird später verwendet, um sie mit den berechneten Exergie-Flüssen in Beziehung zu setzen (vgl. 4.4.1).

Tabelle 15: Jährliche Verdunstung [mm] für den Buchenwald nach HERBST (1995) und REICHE (1996), sowie für den Acker (aus der Projektdatenbank (HÖRMANN, schriftl. Mitteil. b) und REICHE (1996)). Theoretisch mögliche Verdunstung, wenn die gesamte Strahlungsbilanz dafür verwendet wird.

	Max. mögliche	Verdunstung Buchenwald		Verdunstung Acker	
Jahr	Verdunstung	HERBST	REICHE	PROJEKTDATENBANK	REICHE
1991	566	512	559.4	497	498.9
1992	596	667	531.9	526	469.9
1993	497	567	543.4	291	470.9
1994	593	598	567.8	350	525.4
1995	698	664	503.9	399	455
1996	735	486	426.6	394	404.7

[3] Es ist nicht notwendig, diesen Wert an die aktuelle Temperatur anzupassen, da er sich im Bereich zwichen 0°C und 30°C kaum verändert. Zum Beispiel ist Verdampfungs-Enthalpie am Siedepunkt nur 8% niedriger als bei 25 °C (VON WILLERT et al. 1995).

Beide Modelle geben für den Acker stets eine niedrigere Verdunstung aus als für den Buchenwald. Gerade während niederschlagsarmer Perioden (wie im Sommer 1992) kann der Wald mehr Wasser verdunsten (siehe Abbildung 14 und Abbildung 15). Der Vergleich der beiden Ansätze zeigt, daß das Modell von REICHE (1996) einen weniger gleichmäßigen Verlauf im Jahresgang darstellt als das Modell von HERBST und die Projektdatenbank. Anscheinend reagiert REICHEs Berechnung sensibler auf die Verfügbarkeit von Wasser, die ja wegen der unregelmäßigen Niederschläge starken Schwankungen unterliegt (besonders auf dem Acker). In den sommerlichen Trockenphasen 1992, 1994 und 1995 geht die Verdunstung nach REICHE auf dem Acker stark zurück, während die Bowen-Ratio Daten eher einem sinusförmigen Jahresgang folgen.

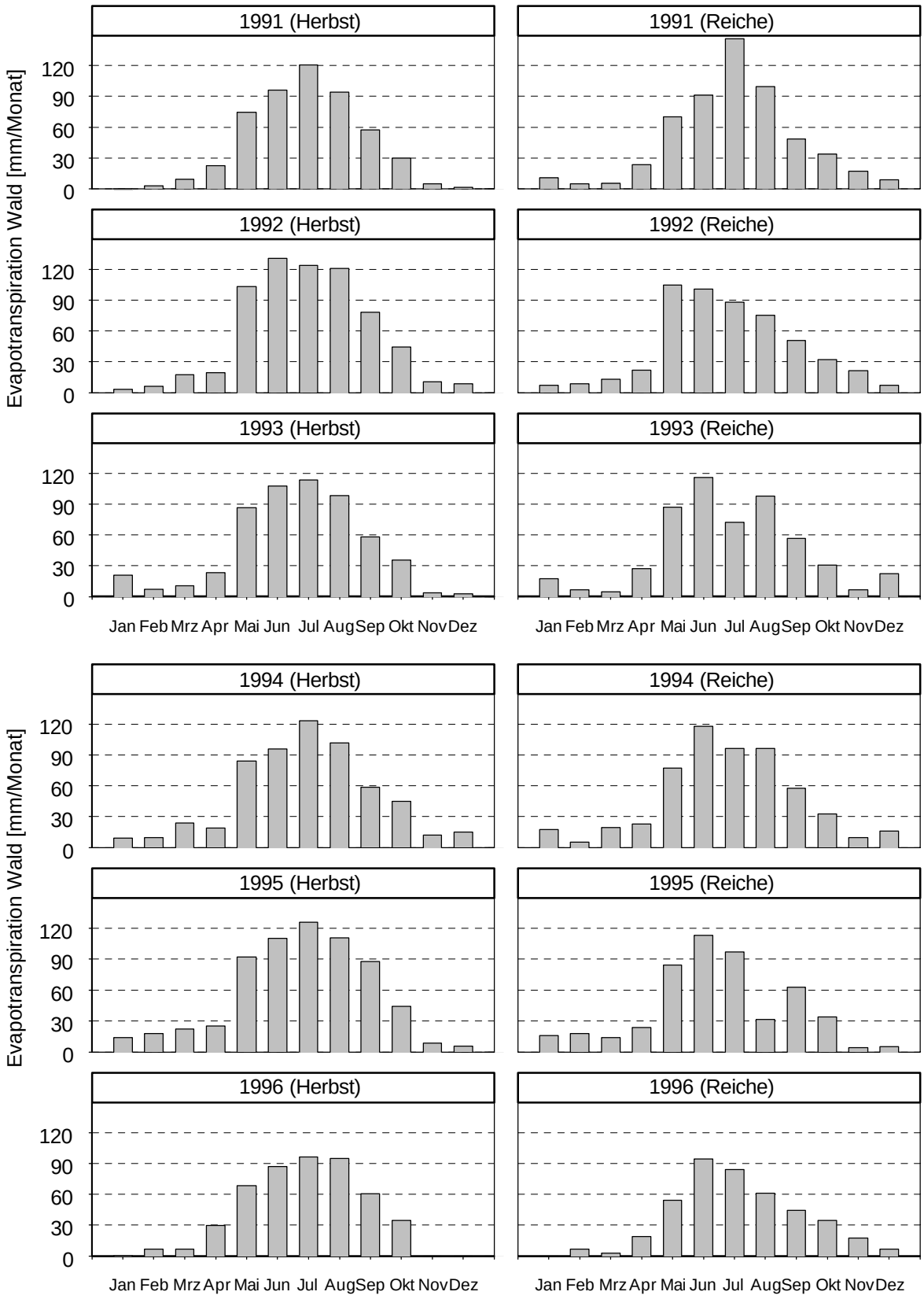

Abbildung 14: Monatliche Verdunstung im Buchenwald nach Modellen von HERBST (1997) und REICHE (1996).

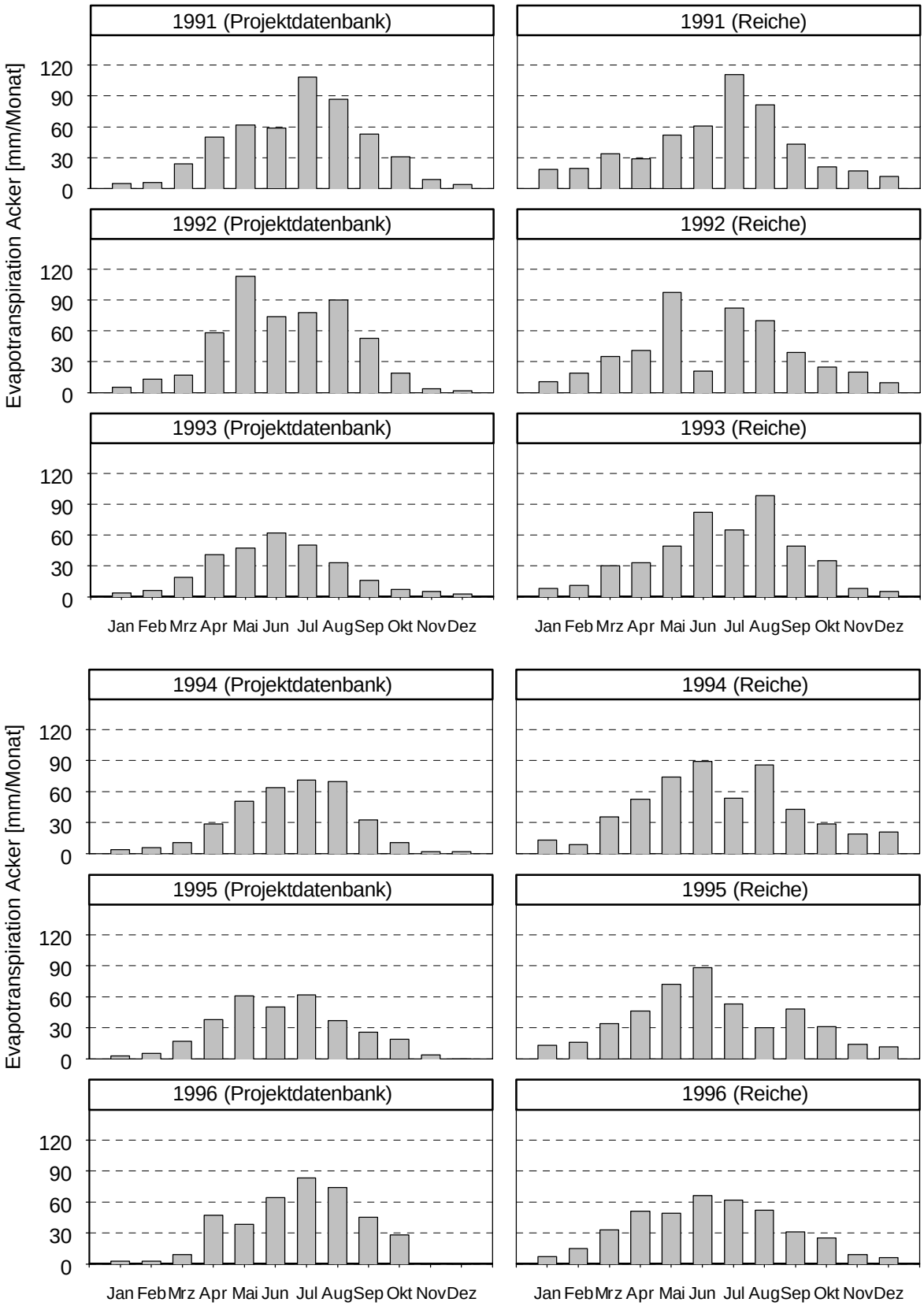

Abbildung 15: Monatliche Verdunstung auf dem Acker (Projektdatenbank (HÖRMANN, schriftl. Mittlg. b) bzw. REICHE (1996)). Fruchtfolge des Ackers: ´91: Futter-Rüben, ´92: Winter-Roggen, ´93 Silo-Mais, ´94/´95: Weidelgras, ´96: Hafer.

4.3 Photosynthese des Buchenwaldes

Die Photosynthese verwandelt Strahlungs-Energie in eine Form, die von der Biozönose eines Ökosystems genutzt werden kann. Damit liefert sie die Grundlage für die Selbstorganisation der Biozönose. Doch nur ein kleiner Teil der Globalstrahlung wird von der Photosynthese in Form von chemischer Energie gebunden. Im untersuchten Buchenwald ist dies ein Anteil von etwa 2%. Dieser Wert ergibt sich, wenn die Modell-Ergebnisse (nach KUTSCH et al. 2001) von der Einheit mol CO_2 m^{-2} in kJ m^{-1} umgerechnet werden:

Nach VON WILLERT et al. (1995) werden bei der Energieumwandlung in der Photosynthese pro Mol Glucose 2863 kJ an Energie festgelegt. Pro Mol CO_2 sind es also 477 kJ. Da ein Mol CO_2 eine Masse von 44 g hat, ergibt sich für 1 kg assimiliertes CO_2 eine Menge an festgelegter Energie von $477 \cdot \frac{1000}{44} = 10841\, kJ$. Die Ergebnisse der Umformungen zeigt Tabelle 16. Der Vergleich zur solaren Einstrahlung (Tabelle 14) führt zu den genannten 2%.

Tabelle 16: Modellierte jährliche Brutto- und Netto-Photosynthese (BPP bzw. NPP) des Buchenwaldes.

	1991	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**
BPP [mol CO_2/m²]	148	152	129	155	156	131
BPP [kJ/m²]	70642	72620	61336	73860	74457	62392
NPP [mol CO_2/m²]	106	105	89	110	109	93
NPP [kJ/m²]	50636	50237	42670	52674	52201	44365

In Abbildung 16 wird der Jahresgang der Photosynthese für den Untersuchungszeitraum dargestellt. Die Photosynthese im Buchenwald blieb über die Jahre relativ konstant. Sie paßte sich den jeweiligen Wetterbedingungen an. Das Modell bestimmt in Abhängigkeit von der Jahreszeit die maximal mögliche Photosynthese (A_{max}). A_{max} folgt einer Kurve mit einem starken Anstieg im Frühjahr, einem Maximum Ende Juni und einer allmählichen Abnahme im Spätsommer und Herbst. Je nach der aktuellen Wettersituation kann die tatsächliche Photosynthese unter A_{max} liegen. Dies ist zum Beispiel an bewölkten Tagen der Fall, weil dann nicht genügend Licht zur Verfügung steht. Auch niedrige Temperaturen und Trockenheit können die Photosynthese hemmen.

Für die Jahre 1994 und 1995 liefert das Modell die höchste Produktivität. Beide Jahre waren überdurchschnittlich warm und zugleich niederschlagsreich (vgl. Abbildung 7, Abbildung 10 und Tabelle 14). 1991 und 1993 waren für eine höhere Photosynthese möglicherweise zu kühl (Tabelle 14). Im Juni/Juli 1992 hat sich vermutlich die Trockenheit hemmend auf die Produktivität ausgewirkt. Auch während des ganzen Jahres 1996 fiel nur wenig Niederschlag. Die niedrige Einstrahlung im Juni 1991 und im ganzen Sommer 1996 könnte zu einer Hemmung der Photosynthese geführt haben (vgl. Abbildung 11). Die hohe Photosynthese Anfang Juni 1996 könnte mit den außergewöhnlich hohen Temperaturen während dieser Zeit zusammenhängen (vgl. Abbildung 7).

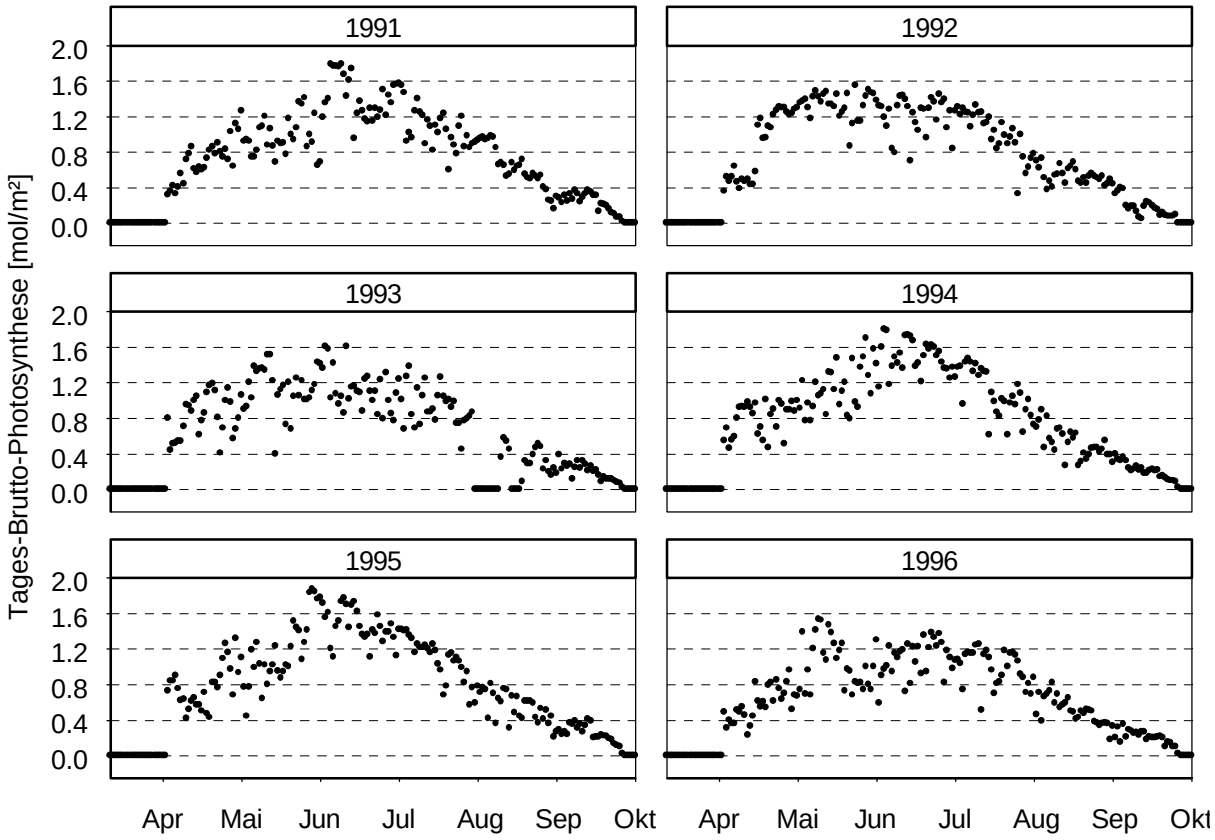

Abbildung 16: Jahresgang der Photosynthese im Buchenwald des Forschungsraumes des Bornhöved-Projektes (nach einem Modell von KUTSCH et al. 2001).

4.4 Exergie-Fluß nach SVIREZHEV & STEINBORN

Es wird nun untersucht, wieviel Exergie verschiedenen Ökosystemen unter den Klimabedingungen verschiedener Jahreszeiten zur Verfügung steht. Als Datengrundlage dienen die kurz- und langwellige Ein- und Ausstrahlung, die für die beiden Untersuchungsstandorte Buchenwald und Fruchtfolge-Acker im Schwerpunktraum des Bornhöved-Projektes für die Jahre 1991-96 ermittelt wurden. Mit einer Quantifizierung der Exergie sollen jahreszeitliche Unterschiede sowie Unterschiede zwischen den beiden Flächen festgestellt werden. Zunächst werden einige Tagesgänge vorgestellt. Anschließend wird auf die jahreszeitliche Dynamik des Exergie-Flusses eingegangen. Zum Schluß werden die Kieler Ergebnisse mit Berechnungen für andere Untersuchungsstandorte verglichen.

4.4.1 Untersuchungen an den Kieler Standorten

Zur Charakterisierung von **Tagesgängen** an den beiden Standorten im Untersuchungsgebiet wurden drei Sommer- und drei Wintertage ausgewählt. Dabei sind jeweils ein Strahlungstag, ein bedeckter und ein regnerischer Tag vertreten. Diese Tage sind typisch für viele andere, ähnlich verlaufende Tagesgänge. Es soll hierbei untersucht werden, wie der Exergie-Fluß im Tagesgang zu

verschiedenen Jahreszeiten abläuft und ob auf dieser zeitlichen Maßstabsebene Unterschiede zwischen den Standorten festzustellen sind.

In Abbildung 17 werden für den Buchenwald und den Fruchtfolge-Acker die Sommertage 18., 19. und 24. Juni 1994 dargestellt. Auf dem Acker wurde in diesem Jahr Welsches Weidelgras angebaut. Tabelle 17 zeigt die Tagesmittelwerte der Parameter aus Abbildung 17.

Der 18. und 19.6. waren bedeckte Tage mit sehr niedriger Globalstrahlung. Der 24.6. war ein wolkenloser Strahlungstag. Abbildung 17 (a) zeigt die kurzwellige Einstrahlung E_s^{in} und Reflexion E_s^{out}. Die Globalstrahlung wurde nur auf dem Acker gemessen und auf den Wald übertragen. Daher sind die Werte von E_s^{in} auf beiden Standorten identisch. Die Reflexion ist jedoch auf dem Acker wegen des höheren Schätzwertes für die Albedo (vgl. Kapitel 3.3.2) etwas größer als im Wald. In den Abbildungsteil mit den Ackerdaten wurde der Niederschlag eingefügt.

Die langwellige Ausstrahlung E_l^{out} (Abbildung 17 (b)) wurde direkt aus der Temperatur berechnet. Wegen der starken Bewölkung ist die Gegenstrahlung der Atmosphäre E_l^{in} am 18. und 19.6. recht hoch, während sie am 24.6. bei klarem Himmel deutlich abnimmt. Da die beiden Meßstandorte direkt nebeneinander liegen, sollte die Gegenstrahlung für beide Flächen sehr ähnlich sein. Abweichungen können kaum durch eine unterschiedliche Bewölkung verursacht werden. Da die Gegenstrahlung nicht gemessen, sondern berechnet wurde, kommen als Ursache auch Unterschiede der ebenfalls berechneten Ausstrahlung sowie der geschätzten Albedo in Frage. Gerade für die Albedo sind die Angaben relativ grob, so daß die Reflexion durchaus um einige Prozent von den tatsächlichen Verhältnissen abweichen kann. Große Unterschiede der Gegenstrahlung der beiden Standorte sind ein Indiz dafür. Aber auch die Ausstrahlung beeinflußt die Gegenstrahlung: Je höher die Ausstrahlung, desto mehr Energie kann die Atmosphäre absorbieren und anschließend wieder emittieren.

Bei bedecktem Wetter ist die Ausstrahlung von Acker und Wald nahezu identisch. Bei intensiver solarer Einstrahlung erwärmt sich der Acker dagegen stärker und damit nimmt auch seine Ausstrahlung im Vergleich zum Wald zu. Auch die Gegenstrahlung ist an den ersten beiden Tagen auf beiden Flächen sehr ähnlich. Am 24.6. ist sie dagegen auf dem Acker tagsüber etwas höher, möglicherweise aufgrund der höheren Ausstrahlung.

Exergie-Fluß und Strahlungsbilanz (Abbildung 17 (c)) folgen dem Tagesgang der Globalstrahlung. Doch die Menge der absorbierten Energie unterscheidet sich auf den beiden Untersuchungsstandorten. Der Wald absorbiert mehr Energie und zwar insbesondere mehr nutzbare Energie: Die Strahlungsbilanz ist im Wald im Vergleich zum Acker nur leicht erhöht, während sich die Flächen hinsichtlich der Exergie-Flüsse sehr viel deutlicher unterscheiden. Die höhere Strahlungsbilanz im Wald ist logische Folge der niedrigeren Albedo – doch der höhere Exergie-Fluß übertrifft die unterschiedliche Reflexion. (vgl. Tabelle 17). Betrachtet man den Anteil der Strahlungsbilanz bzw. der Exergie an der gesamten Einstrahlung (η_R bzw. η_{Ex}), dann wird deutlich, daß bei niedriger Einstrahlung auch die relative Ausbeute niedriger ausfällt. Bei niedriger Einstrahlung verläuft also die Absorption von Strahlungsenergie weniger effizient (mit einem niedrigeren Exergie-Fluß). Dies ist sowohl im Tagesgang als auch beim Vergleich von Tagen mit

unterschiedlichem Strahlungsklima der Fall. Der Vergleich der beiden Standorte ergibt eine höhere relative Absorption im Wald. Noch größer ist der Unterschied beim Exergie-Koeffizienten.
Der Verlauf der Kullback-Information (Abbildung 17 (e)) zeigt, daß mittags - zur Zeit der stärksten Einstrahlung - auch der Informations-Zuwachs des Systems am größten ist. Dieser ist stärker von der Bewölkung abhängig als der Exergie-Koeffizient. Zugleich reagiert die Kullback-Information weniger sensibel auf die Bewölkung als Globalstrahlung und Exergie-Fluß (. Tabelle 17).
Die Niederschläge am 18.6. scheinen keine grundsätzlich abweichenden Ergebnisse zur Folge zu haben. Bei den Berechnungen konnte allerdings nicht berücksichtigt werden, daß nasse Blätter ein anderes Reflexionsverhalten zeigen als trockene.

Tabelle 17: Tagesmittelwerte der in Abbildung 17 dargestellten Parameter in W/m². Mittlere Temperatur in °C. Exergie-Koeffizient, Strahlungsbilanz-Koeffizient und Kullback-Information sind dimensionslos.

	Buchenwald			**Acker (Weidelgras)**		
	18.06.1994	**19.06.1994**	**24.06.1994**	**18.06.1994**	**19.06.1994**	**24.06.´94**
Globalstrahlung	86	73	341	86	73	341
Reflexion	12	10	48	17	15	68
Temperatur	11,2	13,6	12,9	11,6	13,9	13,9
Langw. Ausstr.	354	364	362	358	365	368
Langw. Einstr.	318	329	280	321	334	295
Exergie-Fluß	52	49	284	44	40	232
Strahlungsbilanz	37	28	211	32	27	200
Exergie-Koeffizient	0,11	0,11	0,33	0,09	0,09	0,26
Strahlungsbilanz-Koeff	0,07	0,04	0,21	0,06	0,05	0,20
Kullback-Information	0,12	0,11	0,43	0,10	0,09	0,32

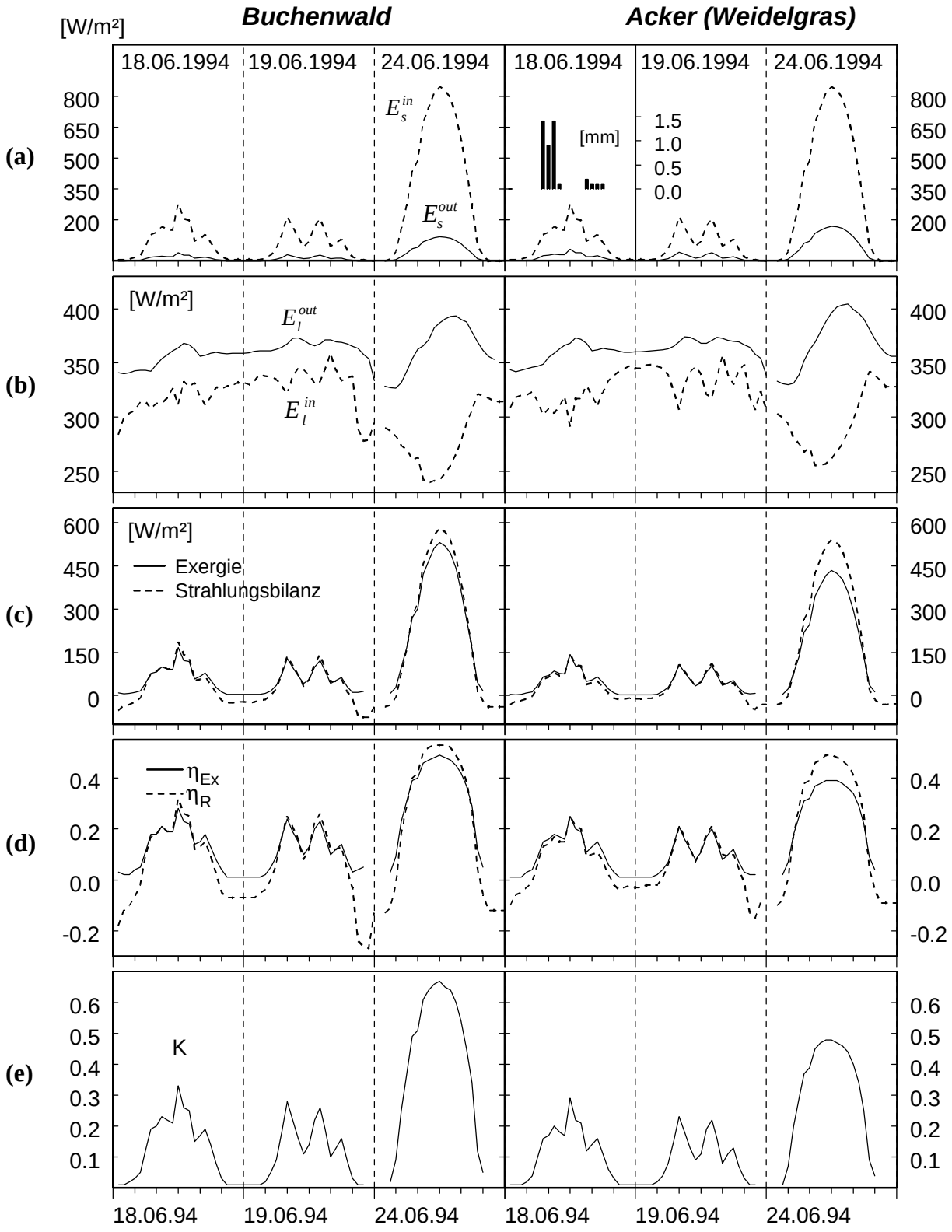

Abbildung 17: Sommer-Tagesgänge zur Exergie-Berechnung für Buchenwald und Fruchtfolge-Acker (1994 mit Welschem Weidelgras). (a) Kurzwellige Einstrahlung und Reflexion E_s^{in} und E_s^{out} [W/m²], sowie Niederschlag [mm], (b) Langwellige Ein- und Ausstrahlung E_l^{in} und E_l^{out} [W/m²], (c) Exergie-Fluß und Strahlungsbilanz [W/m²], (d) Spezifische Exergie und spezifische Strahlungsbilanz, (e) Kullback-Information *K*.

Für die Wintersaison wurden Tage aus dem Januar 1995 ausgewählt. In diesem Jahr wurde das 1994 gesäte Weidelgras auf dem Acker belassen. Für die Auswertung der Tagesgänge (13.1., 14.1. und 15.1.1995) ist es wichtig, daß während der Messungen kein Schnee lag, weil die verwendeten Literaturwerte der Albedo nur für schneefreie Flächen gelten. Während der ausgewählten Tage lagen die Temperaturen stets über dem Gefrierpunkt (Abbildung 18). Auch die vorangegangenen Tage waren frostfrei. Im Winter gibt es oft Tage mit negativer oder nur knapp positiver Strahlungsbilanz, da die Ausstrahlung verhältnismäßig hoch ist und die Globalstrahlung auf einen Bruchteil der Sommerwerte zurückgeht (s. Tabelle 18). Wie im Sommer ist die Reflexion des Ackers höher als im Wald. Am 13. und 14. Januar 1995 war es bedeckt, so daß nur 4-5 W/m² Globalstrahlung den Boden erreichten. An diesen beiden bedeckten Tagen gibt es praktisch keine tageszeitliche Dynamik der langwelligen Ein- und Ausstrahlung. Wald und Acker weisen fast identische Meßwerte auf. Folglich gibt es auch bei den abgeleiteten Größen keine Veränderung. Zunächst auffällig sind der äußerst niedrige Strahlungsbilanz-Koeffizient und die niedrige relative Exergie. Dies ist recht einfach zu erklären: Langwellige Ein- und Ausstrahlung sind kaum niedriger als im Sommer. Außerdem befinden sich die beiden Größen nahezu im Gleichgewicht. Die absorbierten Strahlungsmengen machen folglich nur ca. 1 - 2% der gesamten Einstrahlung aus. Im Laufe des 15. Januar nahm die Bewölkung ab, was einerseits eine höhere kurzwellige Einstrahlung ermöglichte und andererseits die atmosphärische Gegenstrahlung zurückgehen ließ, da ein wolkenloser Himmel weniger Strahlung absorbiert. Im Ergebnis war trotz der höheren Globalstrahlung die Strahlungsbilanz im Tagesmittel negativ. Für den Strahlungsbilanz-Koeffizienten ergibt sich also ein negativer Wert, der nicht sinnvoll interpretiert werden kann. Zur Exergie läßt sich sagen, daß - wie schon im Sommer beobachtet - der Wald einen höheren Fluß von Exergie aufweist. Dies gilt auch im Verhältnis zur gesamten eingestrahlten Energie. Auch an der Kullback-Information (Abbildung 18 (e)) zeig sich der große Unterschied zwischen einem bedeckten Tag und einem Strahlungstag.

Tabelle 18: Tagesmittelwerte der in Abbildung 18 dargestellten Parameter in W/m². Mittlere Temperatur in °C. Exergie-Koeffizient, Strahlungsbilanz-Koeffizient und Kullback-Information sind dimensionslos.

	Buchenwald			**Acker (Weidelgras)**		
	13.01.1995	**14.01.1995**	**15.01.1995**	**13.01.1995**	**14.01.1995**	**15.01.1995**
Globalstrahlung	5	4	41	5	4	41
Reflexion	0,5	0,4	4,1	1,1	0,9	8,7
Temperatur	2,0	4,6	5,4	2,1	4,7	5,2
Langwellige Ausstrahlung	309	322	325	310	321	323
Langwellige Einstrahlung	305	320	274	313	326	277
Exergie-Fluß	4	2	30	3	2	22
Strahlungsbilanz	1	2	-14	7	8	-14
Exergie-Koeffizient	0,01	0,01	0,07	0,01	0,01	0,05
Strahlungsbilanz-Koeffizient	0,00	0,00	-0,10	0,02	0,02	-0,08
Kullback-Information	0,01	0,01	0,08	0,01	0,01	0,06

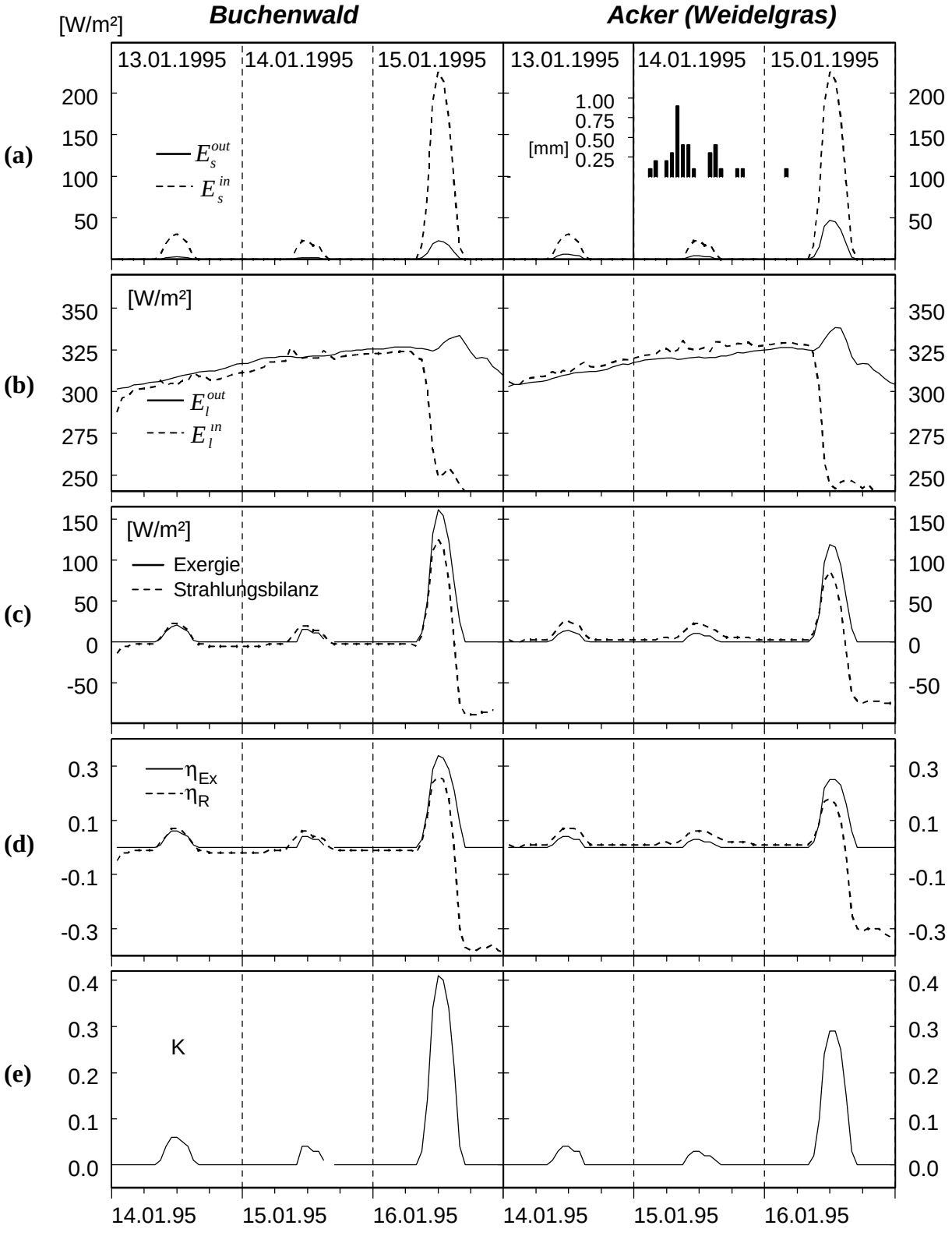

Abbildung 18: Winter-Tagesgänge zur Exergie-Berechnung für Buchenwald und Fruchtfolge-Acker (1994/95 mit Welschem Weidelgras). (a) Kurzwellige Einstrahlung und Reflexion E_s^{in} und E_s^{out} [W/m²], sowie Niederschlag [mm], (b) Langwellige Ein- und Ausstrahlung E_l^{in} und E_l^{out} [W/m²], (c) Exergie-Fluß und Strahlungsbilanz [W/m²], (d) Spezifische Exergie und spezifische Strahlungsbilanz, (e) Kullback-Information *K*.

Nun wird die Dynamik der Exergie-Flüsse im **Jahresgang** erläutert. Dazu wurden die stündlichen Berechnungen zu Monats-Mittelwerten aggregiert. In Abbildung 19 sind die Werte der Exergie-Flüsse beider Standorte für die Jahre 1991 bis 1996 zusammengefaßt. Abbildung 20 zeigt die entsprechenden Werte des Exergie-Koeffizienten. Besonders hohe Exergie-Flüsse werden in den Sommermonaten der Jahre 1992, 1994 und 1995 erreicht. Dies waren Jahre mit sehr warmen, strahlungsreichen Sommern (vgl. Tabelle 19 und Abbildung 11). Die Kurven von Wald und Acker zeigen einen ähnlichen Verlauf. Für beide Standorte ist das Strahlungsklima für den Exergie-Fluß bestimmend. Die unterschiedliche Vegetation der Flächen spiegelt sich in den regelmäßig niedrigeren Werten des Ackers wider. Die von Jahr zu Jahr wechselnde Nutzung des Ackers beeinflußt den Unterschied der Flächen nicht grundsätzlich, sondern nur graduell. In den Jahren 1994 und 1995, als auf dem Acker Weidelgras angebaut wurde, ist der Abstand der Kurven während der gesamten Vegetationsperiode besonders groß. In den anderen Jahren steigt der Exergie-Fluß des Ackers in den Monaten Mai und Juni stark an und erreicht annähernd das Niveau des Waldes.

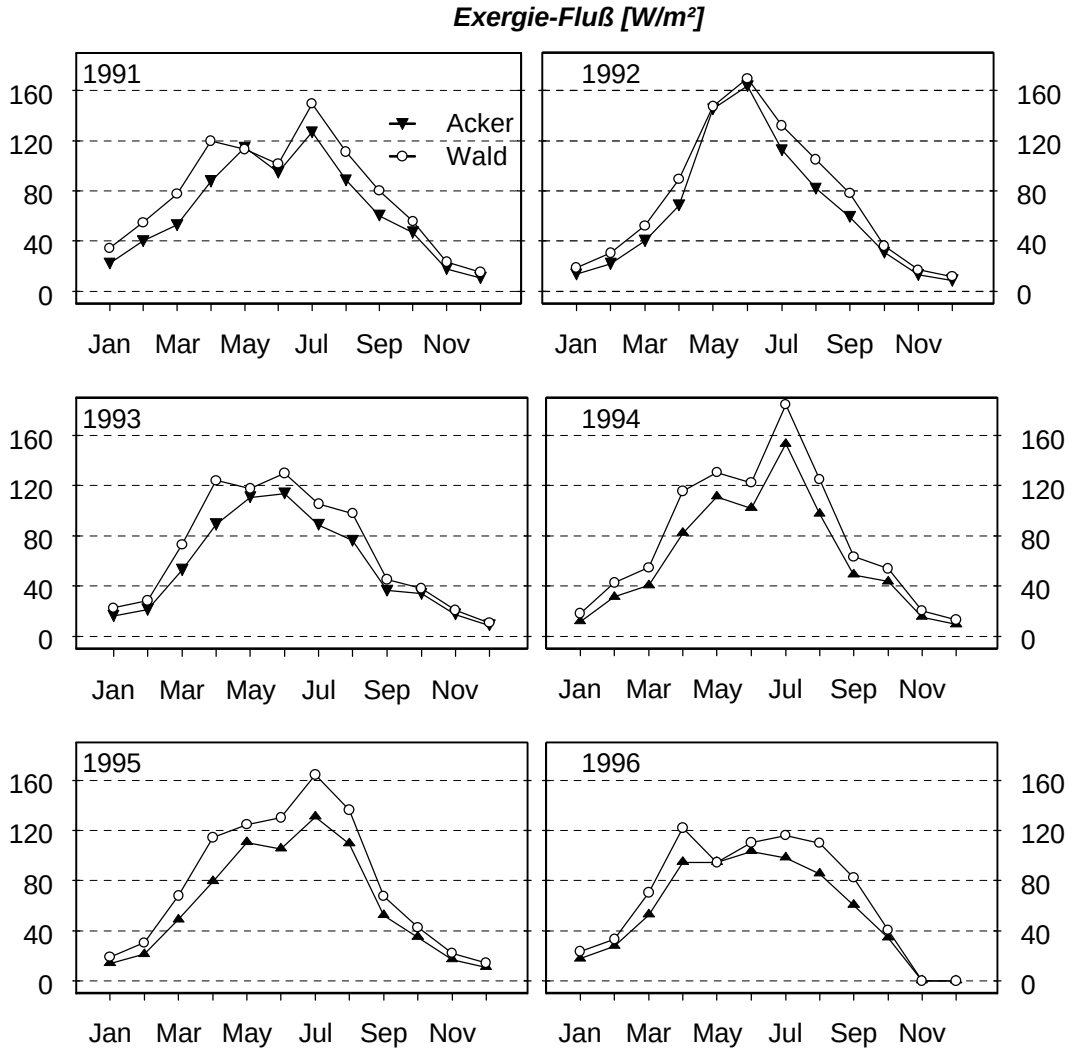

Abbildung 19: Monatliche Exergie-Flüsse der Jahre 1991-96 im Buchenwald und auf dem Fruchtfolge-Acker. Auf dem Acker wurden die folgenden Feldfrüchte angebaut: Futter-Rüben (`91), Winter-Roggen (`92), Silo-Mais (`93), Welsches Weidelgras (1994/95) und Hafer (`96).

Der Quotient aus Exergie-Fluß und gesamter eingestrahlter Energie liefert fast dasselbe Bild wie die absoluten Werte des Exergie-Flusses. Das bedeutet, daß bei einem quantitativ hohen Exergie-Fluß auch dessen Effizienz groß ist.

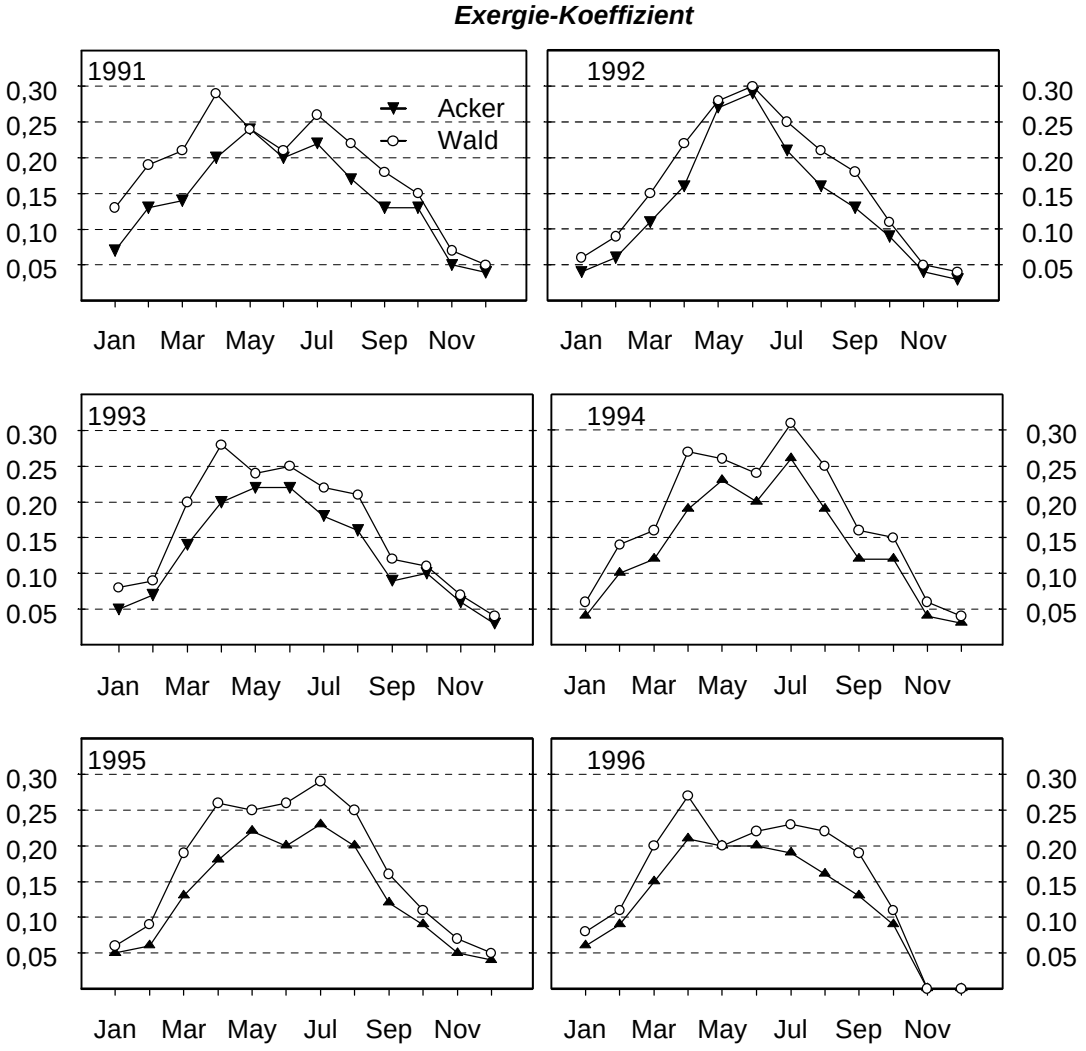

Abbildung 20: Monatliche Effizienz der Exergie-Flüsse (Quotient aus Exergie-Fluß und gesamter eingestrahlter Energie) der Jahre 1991 bis 1996 im Buchenwald und auf dem Fruchtfolge-Acker.

Insgesamt sind an den Jahresgängen ähnliche Beobachtungen zu machen wie bei den Tagesgängen: Bei hoher kurzwelliger Einstrahlung (also im Sommer) sind auch die Exergie-Flüsse und die Exergie-Koeffizienten größer. Betrachtet man die Jahres-Mittelwerte des Exergie-Flusses und der Globalstrahlung (Tabelle 19), dann bestätigt sich der enge Zusammenhang zwischen diesen beiden Parametern, der bereits an den Tagesgängen aufgefallen war. Der Zusammenhang zwischen absorbierter Energie (Strahlungsbilanz) und Exergie-Fluß ist dagegen weniger ausgeprägt. Im Vergleich der Standorte ist der Exergie-Fluß im Wald stets etwas höher. Dieser Unterschied ist jedoch im Winter deutlich geringer ausgeprägt. Außerhalb der Vegetationsperiode ist der Exergie-Fluß für beide Flächen ähnlich.

Tabelle 19: Jahresmittelwerte des Strahlungsklimas und des Exergie-Flusses im Buchenwald und auf dem Acker in W/m². Mittlere Temperatur in °C. Die Werte für 1996 sind die Mittelwerte der Monate Januar bis Oktober.

	Buchenwald						**Acker**					
	1991	**´ 92**	**´93**	**´94**	**´95**	**´96**	**1991**	**´ 92**	**´93**	**´94**	**´95**	**´96**
Globalstr.	116	114	99	116	120	125	s. Wald					
Reflexion	15	15	13	15	16	16	22	21	19	24	24	23
Temperatur	8.3	9.2	7.8	9.1	8.7	7.3	8.4	9.4	8.1	9.3	8.8	7,6
Langwellige Ausstrahlung	340	345	339	344	342	336	340	346	339	345	343	340
Langwellige Einstrahlung	283	293	288	287	292	295	293	299	294	293	298	300
Exergie-Fluß	78	74	68	79	78	80	64	63	55	62	61	67
Strahlungs-bilanz	44	47	39	45	54	69	48	47	37	40	51	62
Exergie-Koeffizient	0,18	0,16	0,16	0,18	0,17	0,18	0,14	0,13	0,13	0,14	0,13	0,15
Strahlungsblz-Koeffizient	0,08	0,08	0,07	0,08	0,10	0,14	0,09	0,09	0,06	0,07	0,09	0,12

Die Unterschiede zwischen Wald und Acker sind auf die verschiedenen Absorptions-Eigenschaften der Vegetation zurückzuführen. Diese umfassen die Vorgänge der Reflexion, Absorption und Ausstrahlung, die Ihre Ursache z.B. in der Farbe, Temperatur oder räumlichen Struktur der Vegetation haben. Es könnte aber darüber hinaus Zusammenhänge zwischen dem Exergie-Fluß und weiteren Parametern geben. Für die beiden Größen Photosynthese und Verdunstung können solche Zusammenhänge untersucht werden.

In Abbildung 23 wird der Zusammenhang zwischen der modellierten Photosynthese und dem Exergie-Fluß untersucht. Da beide Größen von der Einstrahlung abhängen, ist eine gewisse Korrelation der beiden Größen zu erwarten. Dennoch kann nur ein relativ loser Zusammenhang der Daten festgestellt werden. In dieser und auch in den folgenden Abbildungen werden keine Regressions-Analysen gezeigt, weil dies nur bei wirklich voneinander unabhängigen Größen aussagekräftige Ergebnisse liefern würde.

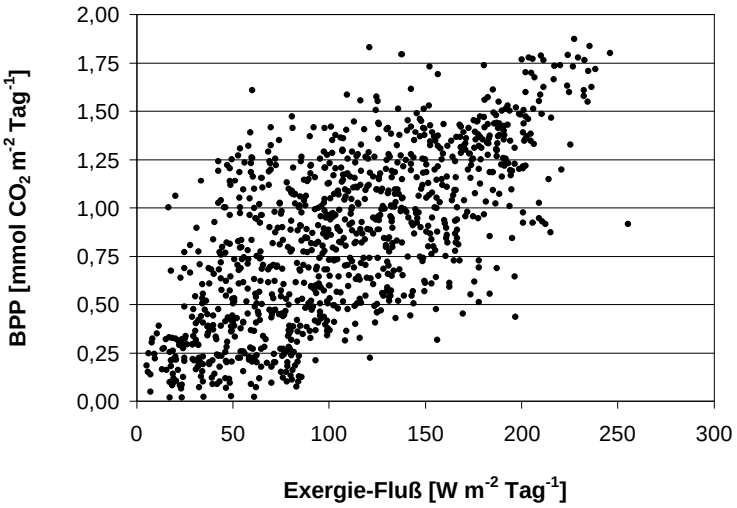

Abbildung 21: Zusammenhang zwischen der Brutto-Photosynthese des Buchenwaldes und dem Exergie-Fluß. Dargestellt sind Tages-Summen der Photosynthese und Tages-Mittelwerte des Exergie-Koeffizienten der Jahre 1991–96 (jeweils Mai bis Oktober).

Ein Vergleich unabhängiger Größen wird möglich, wenn man beide Größen durch die Einstrahlung teilt. In Abbildung 22 werden dazu der Exergie-Koeffizient und die Photosynthese, geteilt durch die Globalstrahlung, gegenübergestellt. Offenbar gibt es keinen positiven Zusammenhang zwischen der Effizienz des Exergie-Flusses und der Effizienz der modellierten Photosynthese.

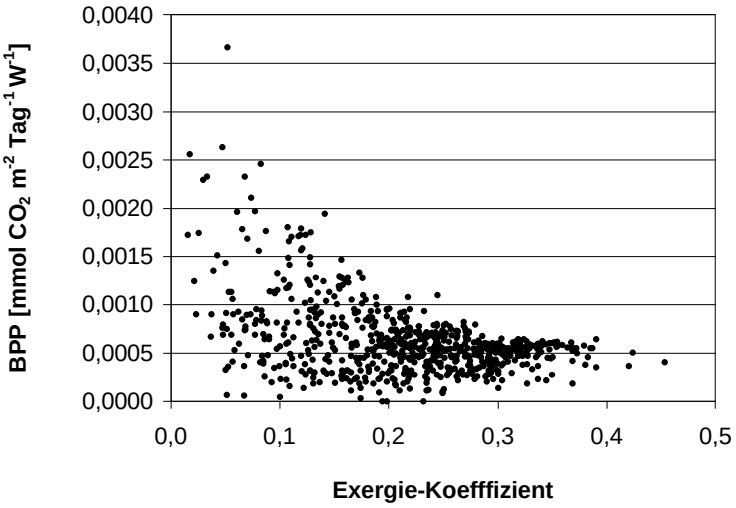

Abbildung 22: Zusammenhang zwischen der Brutto-Photosynthese des Buchenwaldes und dem Exergie-Fluß. Dargestellt sind Tages-Summen der Photosynthese, geteilt durch Tages-Summen der Globalstrahlung und Tages-Mittelwerte des Exergie-Koeffizienten der Jahre 1991–96 (jeweils Mai bis Oktober).

Auch die Verdunstung ist von der eingestrahlten Energie abhängig. Trotzdem ist auch hier der Zusammenhang zwischen Verdunstung und Exergie-Fluß nur wenig ausgeprägt. Dabei spielt es keine Rolle, welches Verdunstungsmodell die Daten zur Verfügung stellt (Abbildung 23 und Abbildung 24).

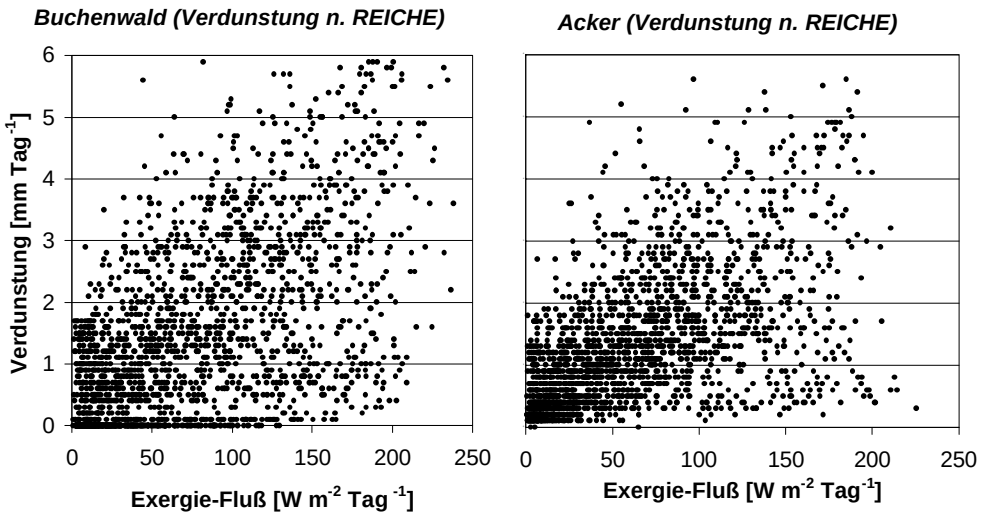

Abbildung 23: Vergleich der Verdunstung nach REICHE (1996) mit dem Exergie-Fluß für Buchenwald und Acker. Dargestellt sind Tages-Summen der Verdunstung und Tages-Mittelwerte des Exergie-Flusses der Jahre 1991-96.

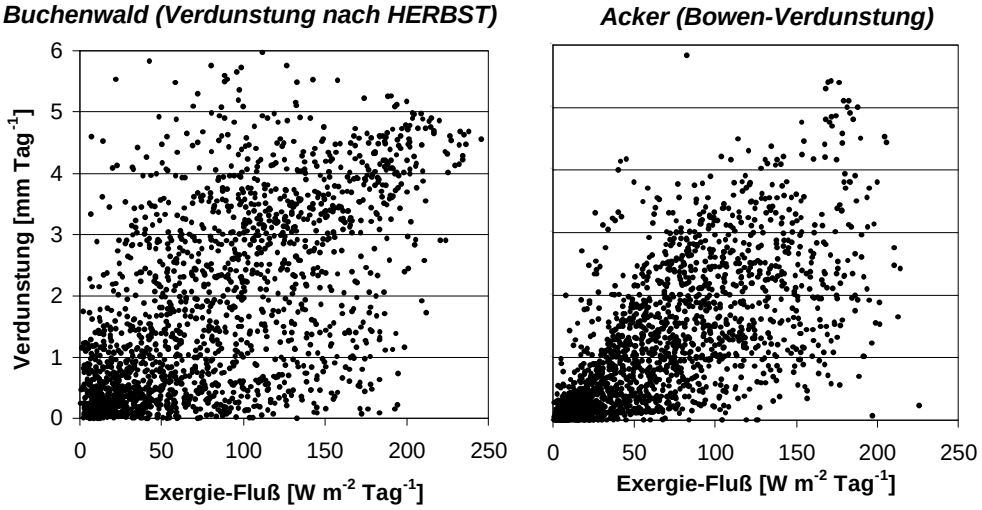

Abbildung 24: Vergleich der Verdunstung nach HERBST bzw. der Bowen-Verdunstung aus der Projektdatenbank mit dem Exergie-Fluß für Buchenwald und Acker. Dargestellt sind Tages-Summen der Verdunstung und Tages-Mittelwerte des Exergie-Flusses der Jahre 1991-96.

Anders als bei der Photosynthese ist im Verdunstungsmodell die Strahlungsbilanz die Energiequelle. Um von der Einstrahlung unabhängige Datensätze zu erhalten, muß in diesem Fall also durch die Strahlungsbilanz geteilt werden. Da die Strahlungsbilanz in W/m² angegeben wird, muß die Verdunstung in g/m² umgerechnet werden. Nach diesen Umrechnungen muß auch für die Verdunstung festgestellt werden, daß es keinen Zusammenhang zum Exergie-Fluß gibt, der über die gemeinsame Abhängigkeit von der Einstrahlung hinausgeht. Auch für diese Feststellung ist es unerheblich, nach welcher Methode die Verdunstung modelliert wurde (Abbildung 25 und Abbildung 26).

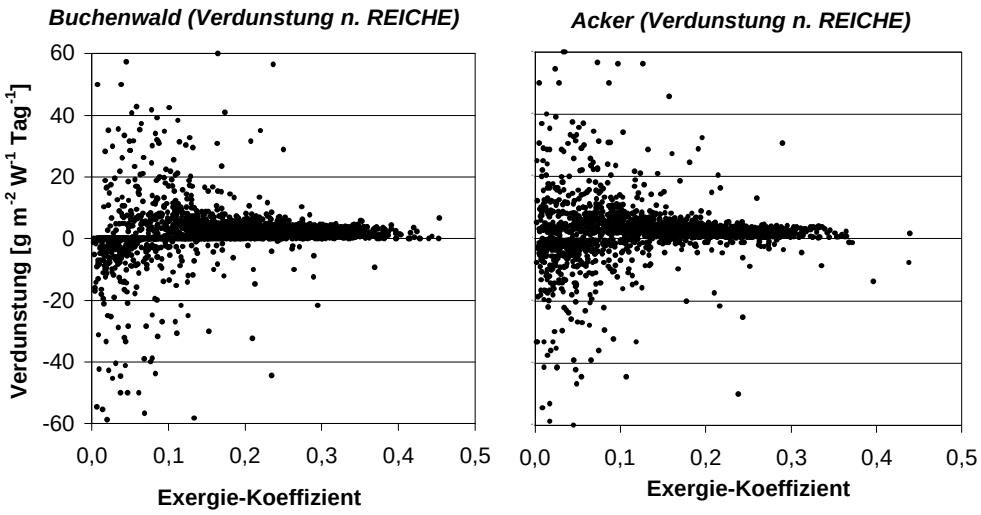

Abbildung 25: Vergleich der Verdunstung nach REICHE (1996) mit dem Exergie-Koeffizienten für Buchenwald und Acker. Dargestellt sind Tages-Summen der Verdunstung, geteilt durch die Strahlungsbilanz und Tages-Mittelwerte des Exergie-Koeffizienten der Jahre 1991-96.

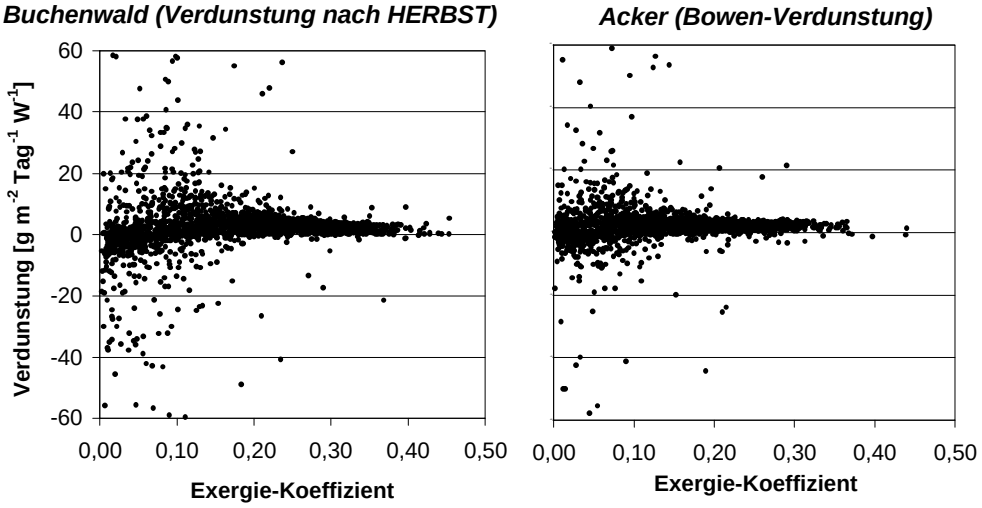

Abbildung 26: Vergleich der Verdunstung nach HERBST bzw. der Bowen-Verdunstung aus der Projektdatenbank mit dem Exergie-Koeffizienten für Buchenwald und Acker. Dargestellt sind Tages-Summen der Verdunstung, geteilt durch die Strahlungsbilanz, und Tages-Mittelwerte des Exergie-Koeffizienten der Jahre 1991-96.

Als Fazit bleibt festzuhalten, daß weder die Photosynthese noch die Verdunstung verwendet werden können, um die Unterschiede der beiden Flächen hinsichtlich ihres Exergie-Flusses aufzuklären.

Zum Schluß dieses Kapitels wird der Exergie-Fluß der Strahlungsbilanz gegenübergestellt. Die Effizienz des Exergie-Flusses und der Energie-Absorption zeigen eine bestimmte Gesetzmäßigkeit, die über die Korrelation beider Größen mit dem Jahresgang der Einstrahlung hinausgeht. Wie in Abbildung 27 zu sehen ist, steigen beide Größen im Verlauf des Jahres an, erreichen im Juni ein Maximum und nehmen dann wieder ab. Grundsätzlich sind die Werte des Exergie-Koeffizienten

η_{Ex} größer als jene des Strahlungsbilanz-Koeffizienten η_R. Das bedeutet, daß in diesen beiden Systemen eher Information als Wärme erzeugt wird (vgl. Kapitel 2.4.3.3).

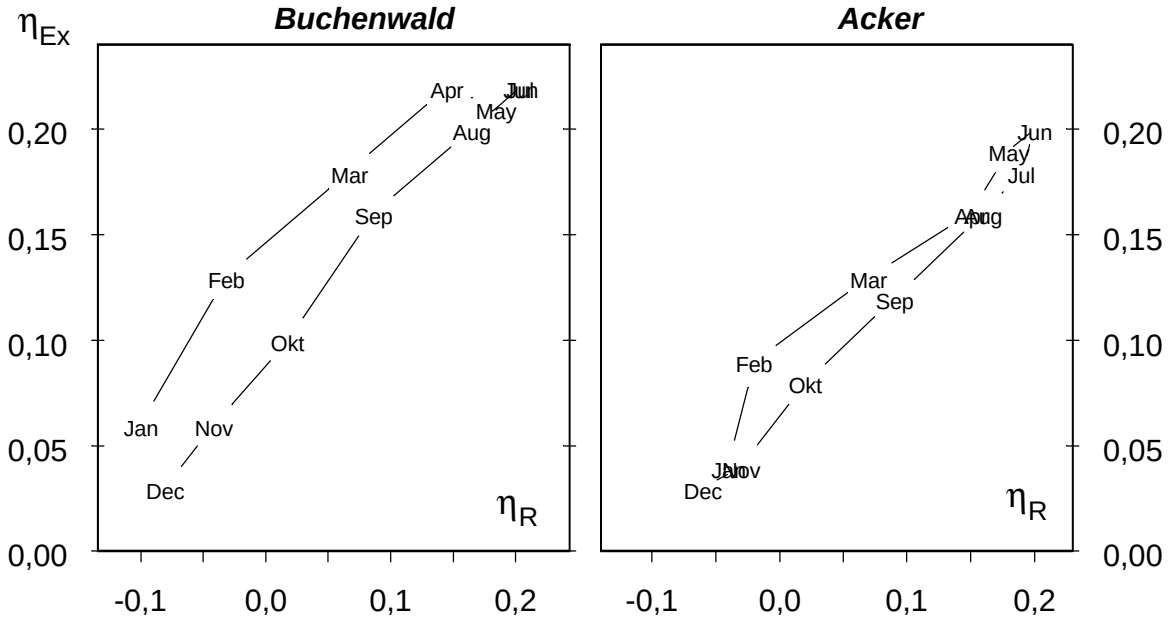

Abbildung 27: Jahresgang des Exergie-Koeffizienten η_{Ex} (Exergie pro gesamte Einstrahlung) im Verhältnis zum Strahlungsbilanz-Koeffizienten η_R (absorbierte Strahlung pro gesamter Einstrahlung). Die dargestellten Daten sind Mittelwerte der Jahre 1991-96.

Nur auf dem Acker ist η_R im Juni und Juli ausnahmsweise größer. Dabei sind die Werte von η_R auf beiden Flächen weitgehend identisch. Unterschiede gibt es nur hinsichtlich des Exergie-Koeffizienten. Dieser ist im Wald stets deutlich höher als auf dem Acker (vgl. Tabelle 19). In der ersten Jahreshälfte ist der Abstand zwischen η_{Ex} und η_R stets größer als in der zweiten. Offenbar wird bei zunehmender Einstrahlung pro eingestrahlte Energiemenge mehr Exergie aufgenommen als bei abnehmender Strahlung.

4.4.2 Vergleich mit den Ergebnissen anderer Standorte

Für die folgenden Berechnungen konnten die Daten von vier verschiedenen Standorten genutzt werden (vgl. Kapitel 3.3.6). Einen Überblick über die Ergebnisse gibt Tabelle 20. Der Hartheimer Kiefernwald liegt im vergleichsweise warmen und strahlungsreichen Breisgau am Rhein. Exergie-Fluß und Strahlungsbilanz sind deutlich höher als auf den norddeutschen Standorten. Die beiden Größen sind auch im Verhältnis zur eingestrahlten Energie vergleichsweise hoch.
Die Wiese auf dem Hamburger Flughafengelände weist ähnliche Klima-Bedingungen auf wie der Kieler Fruchtfolge-Acker. Doch wegen einer höheren Albedo wird auch etwas weniger Strahlung absorbiert, wodurch auch der Fluß von Exergie ins System geringer ausfällt als auf dem Kieler Acker.

Der Untersuchungsstandort des BITÖK im Fichtelgebirge bei Bayreuth ist wegen seiner hohen Lage (762 m ü. NN) der kühlste der sechs Standorte. Dabei erreicht die kurzwellige Einstrahlung ähnliche Werte wie im Norden. Dennoch sind Exergie-Fluß und Strahlungsbilanz fast genauso hoch wie im Breisgau.

Der amerikanische Weizen-Acker liegt 1200 bis 2000 km südlicher als die anderen Standorte. Obwohl er dadurch eine höhere Einstrahlung erhält, ist der Exergie-Fluß niedriger als in den süddeutschen Wäldern und kaum höher als im Kieler Buchenwald. Der Exergie-Fluß ist sogar niedriger als die Strahlungsbilanz.

Tabelle 20: Jahresmittelwerte des Strahlungsklimas und der dissipierten Exergie-Fluß aller untersuchter Standorte in W/m². Mittlere Temperatur in °C. Verhältnis von Exergie-Fluß und absorbierter Energie zur gesamten Einstrahlung (η_{Ex} bzw. η_R).

	Kiel Wald	**Hartheim Wald**	**Bayreuth Wald**	**Kiel Acker**	**Hamburg Wiese**	**Oklahoma Weizen**
	1991-96	1974-96	1998	1991-96	1974-96	1996
Globalstrahlung	115	131	111	115	108	174
Reflexion	15	15	9	22	25	41
Temperatur	8,4	9,8	6,3	8,7	8,4	11,8
Langwellige Ausstrahlung	341	366	344	342	365	378
Langwellige Einstrahlung	290	327	317	296	322	332
Exergie-Fluß	75	85	80	60	50	77
Strahlungsbilanz	50	77	75,4	47	40,4	87,4
η_{Ex}	0,18	0,19	0,19	0,13	0,12	0,15
η_R	0,12	0,17	0,16	0,11	0,09	0,17
K	0,18	0,21	0,19	0,14	0,12	0,16

Obwohl diese Standorte wegen ihrer Verschiedenheit nur bedingt zu einem Vergleich herangezogen werden können, lassen sich doch einige Tendenzen erkennen, die teilweise auch an den beiden Kieler Flächen aufgefallen waren. Erstens sind nicht nur die Werte des Exergie-Flusses und der Strahlungsbilanz auf den norddeutschen Standorten niedriger, sondern auch die relativen Größen η_{Ex} und η_R. Das bedeutet, daß eine große Menge an verfügbarer Energie die Effizienz und Effektivität der Energienutzung verbessert - eine Beobachtung, die auch schon bei der Analyse der Tages- und Jahresgänge gemacht wurde.

Zweitens tritt an Waldökosystemen stets ein höherer Fluß an Exergie auf und zwar sowohl in absoluten Zahlen als auch im Verhältnis zur Einstrahlung. Zum Beispiel erreicht der Kieler Buchenwald nicht nur höhere Werte als der Kieler Acker und die Wiese in Hamburg, sondern er weist auch einen deutlich höheren Exergie-Koeffizienten auf als der amerikanische Weizen-Acker,

obwohl dieser einer weitaus größeren Einstrahlung ausgesetzt ist. Und auch die Wälder in Hartheim und Bayreuth können aus der Sonnenstrahlung viel Exergie gewinnen.

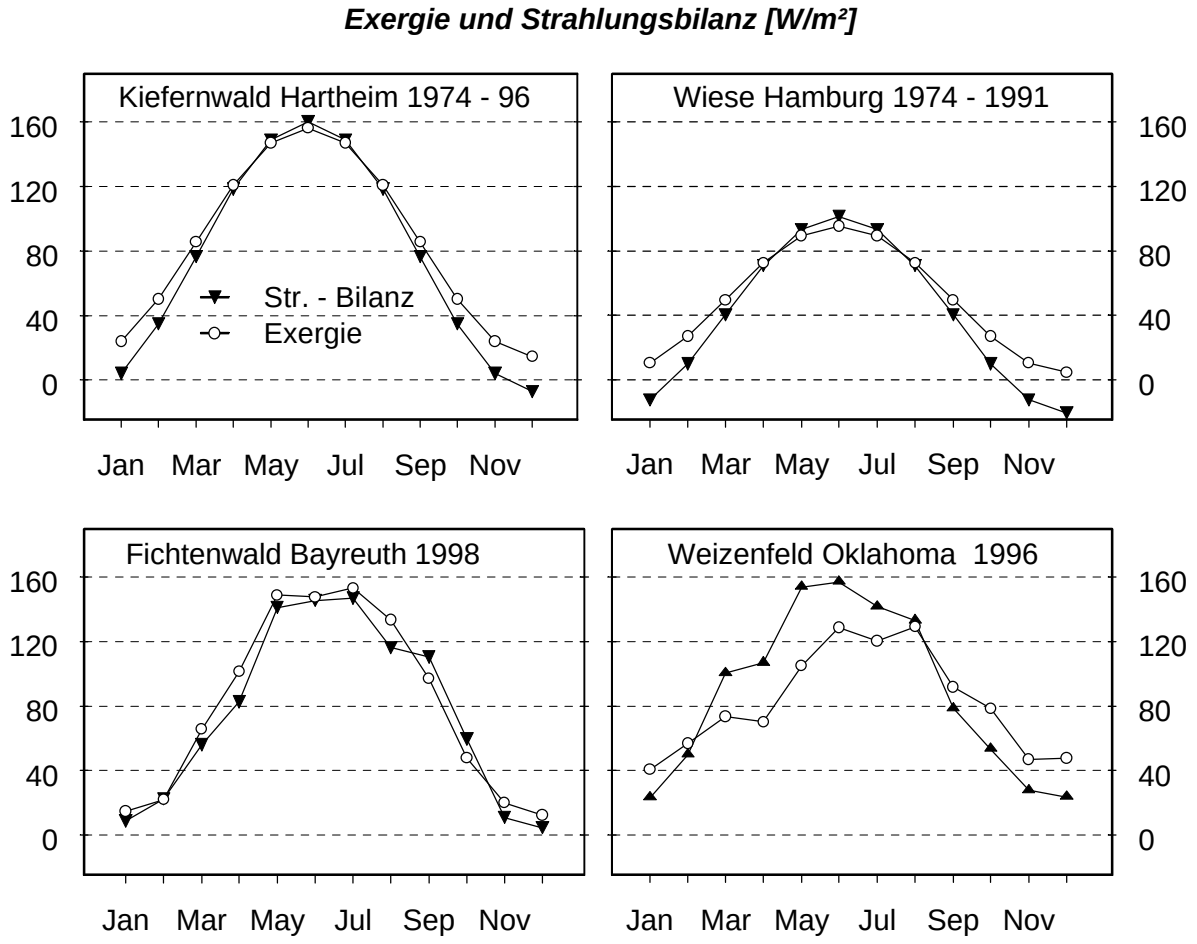

Abbildung 28: Monatswerte des Exergie-Flusses und der Strahlungsbilanz verschiedener Standorte. Die Werte für den Kiefernwald bei Hartheim und die Wiese in Hamburg wurden aus dem Jahresmittel sowie den Werten für Juni und Dezember berechnet. Höher auflösende Daten waren der Literatur nicht zu entnehmen. Mit Hilfe der Cosinus-Funktion wurde aus diesen drei Werten eine Kurve entwickelt.

Der Weizen-Acker ist nicht nur geographisch ein Sonderfall, sondern auch bezüglich des Verhältnisses von Exergie-Fluß und Strahlungsbilanz: Während des gesamten Sommers ist die Strahlungsbilanz größer als der Exergie-Fluß (Abbildung 28). Auf den anderen Standorten verlaufen diese Kurven gleichförmiger, wobei im Falle der Wälder der Exergie-Fluß normalerweise über der Strahlungsbilanz liegt.

Um den grundsätzlichen Unterschied zwischen Wald und Acker bzw. Grünland zu unterstreichen, werden in Abbildung 29 die Jahres-Mittelwerte von η_{Ex} und K gegen η_R aufgetragen. Wald und krautige Pflanzen bilden zwei Gruppen, die sich durch unterschiedliche Werte von η_{Ex} und K

unterscheiden lassen. In die Abbildung wurden Regressions-Geraden eingefügt, die aber wegen der geringen Zahl an Datenpunkten nur vorsichtige Aussagen über die Korrelation der Daten erlauben.

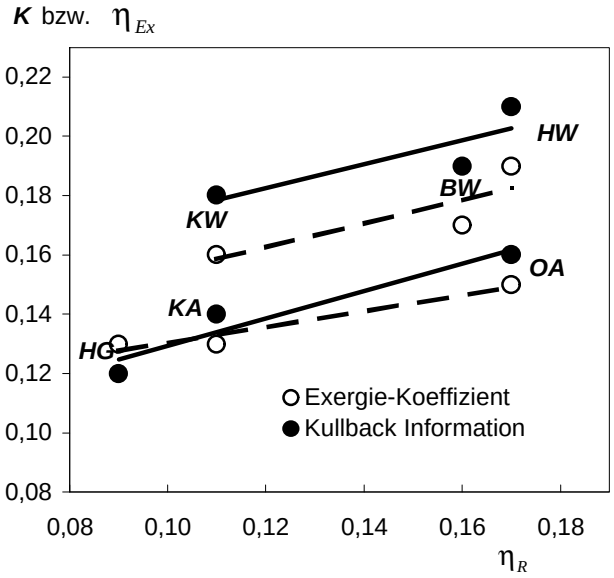

Abbildung 29: Jahres-Mittelwerte des Exergie-Koeffizienten im Verhältnis zu den jeweiligen Strahlungsbilanz-Koeffizienten. KW: Buchenwald Kiel, BW: Fichtenwald Bayreuth, HW: Kiefernwald Hartheim, HG: Hamburg Grünland, KA: Acker Kiel, OA: Oklahoma Weizen. Gestrichelte Linie: Exergie-Koeffizient, durchgezogene Linie: Kullback-Information.

Die Steigungen der Regressions-Geraden sind sich sehr ähnlich, so daß die folgende Vermutung geäußert werden kann: Möglicherweise gibt es für verschiedene Standorte und Vegetationstypen einen gemeinsamen Trend, der sich auf das Verhältnis zwischen Strahlungsbilanz- und Exergie-Koeffizient bezieht. Der Proportionalitäts-Faktor dieses Zusammenhanges (= die Steigung der Geraden) scheint vom standörtlichen Strahlungsklima unabhängig zu sein. Ökosystemtypen unterscheiden sich dann also nicht hinsichtlich der Steigung dieser Geraden, sondern nur in bezug auf ihre Entfernung von der X-Achse. Dies ist der Betrag, um den der Exergie-Fluß effizienter abläuft als die Energie-Absorption in Form der Strahlungsbilanz.

4.5 Relative Exergie-Aufnahme nach SCHNEIDER & KAY

Anders als bei der zuvor behandelten Methode wurde dieses Verfahren zur Ökosystem-Analyse bereits an verschiedenen Standorten erprobt und die Ergebnisse veröffentlicht (SCHNEIDER & KAY 1994, KAY 2000). Am Beispiel der zwei Untersuchungsflächen in der Bornhöveder Seenkette können die beiden Verfahren verglichen werden. In Abbildung 30 und Abbildung 31 werden die Monats-Mittelwerte bzw. die Jahreswerte der beiden Methoden gegenübergestellt. Die Monatsmittelwerte der relativen Exergie-Aufnahme wurden aus den 10 stärksten Strahlungs-Ereignissen jedes Monats berechnet. Bei einem Beobachtungszeitraum von 6 Jahren (1991-96) repräsentiert also jeder Datenpunkt den Mittelwert von 60 gemessenen Wertepaaren. Der Exergie-Koeffizient wurde wie im vorigen Kapitel aus allen Stundenwerten dieser 6 Jahre berechnet.
Reproduziert man den Ansatz von SCHNEIDER & KAY in dieser Weise, dann ergibt sich keine charakteristische jahreszeitliche Dynamik und auch ein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Standorten kann nicht festgestellt werden (Abbildung 30).

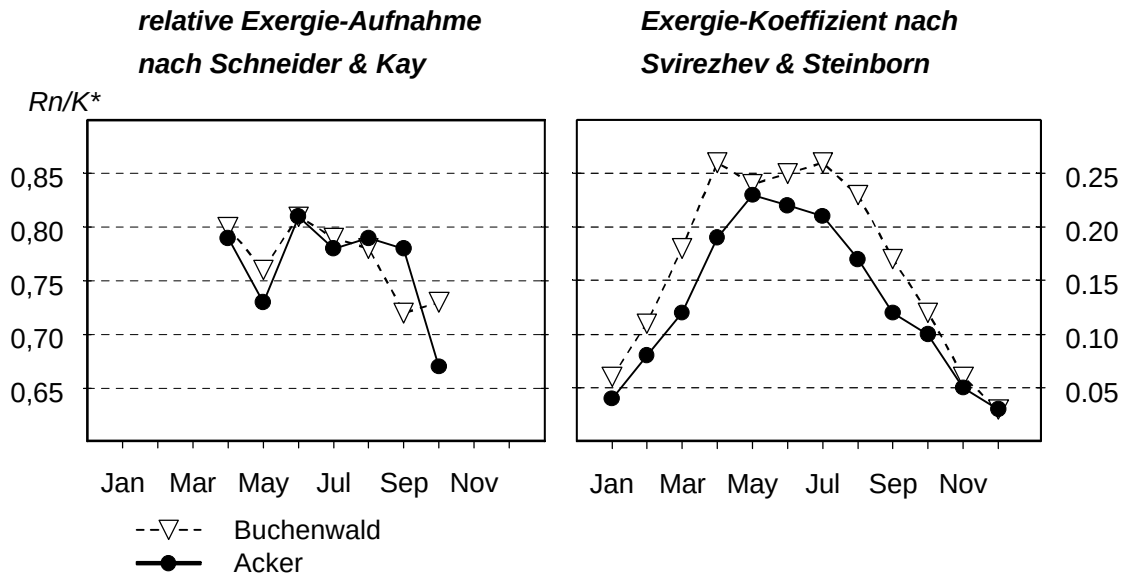

Abbildung 30: Vergleich zweier Methoden zur Analyse der Exergie-Zufuhr in Ökosysteme durch die Solarstrahlung. Mittlere Monatswerte des Zeitraumes 1991 - 96. Links: relative Exergie-Aufnahme, berechnet aus den 10 stärksten Strahlungs-Ereignissen jedes Monats. Rechts: Exergie-Koeffizient, berechnet aus allen Stundenwerten. Beide Größen sind dimensionslos.

In Abbildung 31 sind dieselben Daten nicht zu Monatsmitteln, sondern zu Jahresmitteln aggregiert. In den Jahren 1992 und 1994 unterscheiden sich Wald und Acker hinsichtlich ihrer relativen Exergie-Aufnahme. In den anderen Jahren sind die Werte jedoch praktisch identisch.

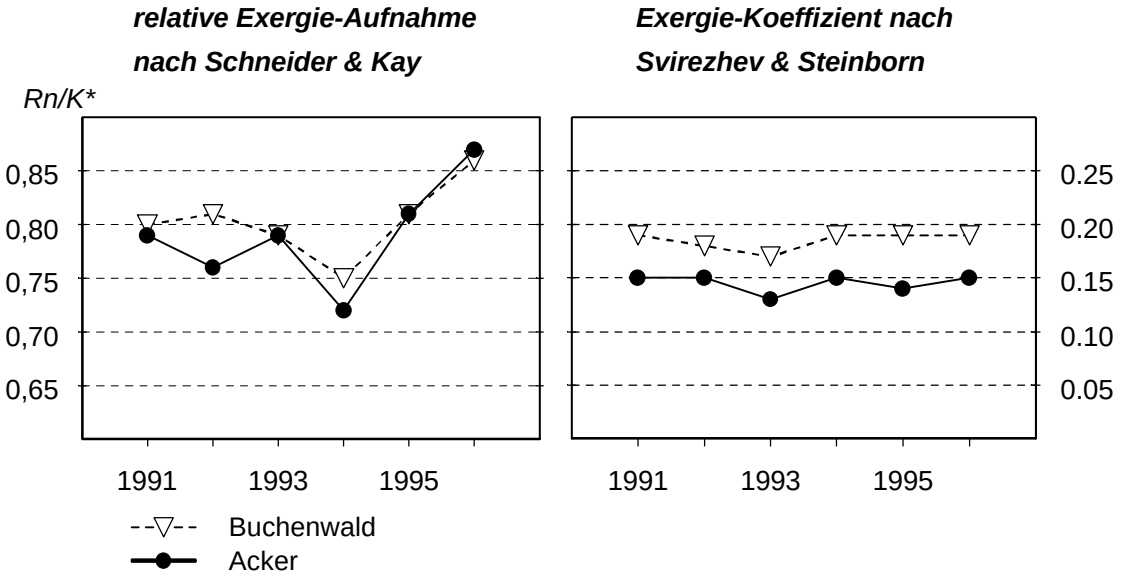

Abbildung 31:Vergleich der Trennschärfe der Exergie-Analyse nach SCHNEIDER & KAY bzw. nach SVIREZHEV & STEINBORN. Dargestellt sind mittlere Jahreswerte.

SCHNEIDER & KAY (1994) messen die relative Exergie-Aufnahme nur an wolkenlosen Sommertagen um die Mittagszeit. Doch für eine Analyse des Energie-Haushaltes von Ökosystemen ist eine solche Einschränkung unbefriedigend. Ökosysteme dissipieren Energie auch nachts, bei schlechtem Wetter und im Winter. Abweichend vom Vorgehen der Autoren soll daher nun die relative Exergie-Aufnahme unabhängig von Wetter und Jahreszeit untersucht werden. Da nachts keine kurzwellige Einstrahlung zu messen ist, kann der Quotient für die Nachtstunden nicht berechnet werden. Daher wird mit Tagesmittelwerten der Strahlungsbilanz und der kurzwelligen Nettostrahlung gerechnet. Im Winter ist die Strahlungsbilanz häufig negativ, so daß der Quotient Rn/K* ebenfalls negative Werte annimmt. Dies führt allerdings zu wenig sinnvollen Daten, denn eine negative Strahlungsbilanz kann man nicht mit der kurzwelligen Einstrahlung in Beziehung setzten, um die Effizienz der Absorption zu bestimmen – denn die ist ja negativ.

Im linken Teil von Abbildung 32 sind Monatsmittelwerte dargestellt, die aus den Tageswerten der Jahre 1991 bis 1996 berechnet wurden. Rechts sind die ebenfalls aus den Tageswerten bestimmten Jahresmittel zu sehen. Die relative Exergie-Aufnahme ist auf beiden Flächen weitgehend identisch, wenn man alle Daten zur Berechnung verwendet. Dies ergibt sich sowohl für die Monatswerte als auch für die Jahresmittel. Die Trennschärfe des Verfahrens reicht offenbar nicht aus, um zwischen diesen beiden Flächen ein unterschiedliches Absorptions-Verhalten festzustellen.

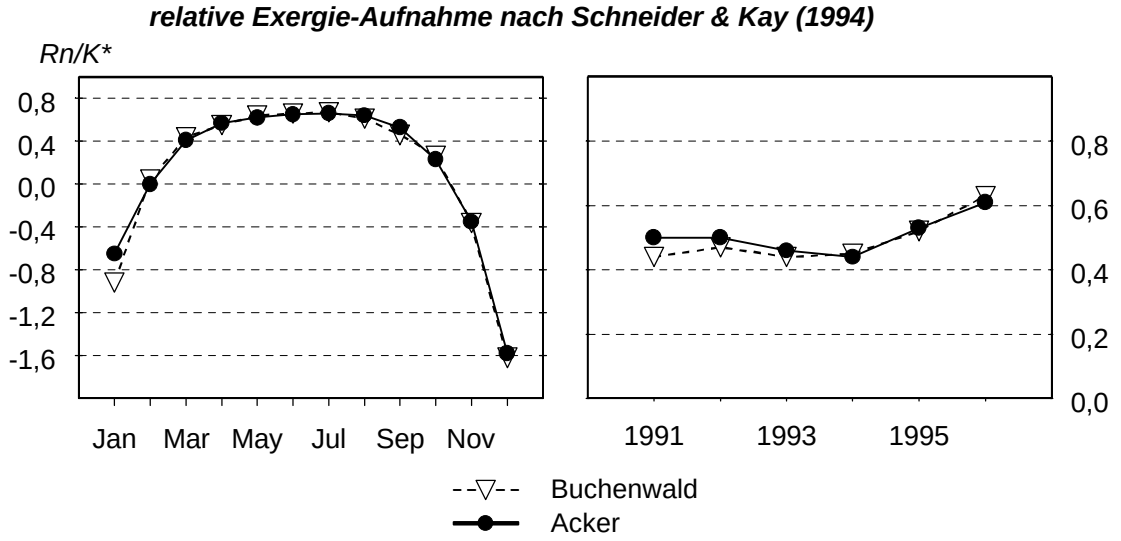

Abbildung 32: Relative Exergie-Aufnahme im Jahresgang unter Verwendung der Tageswerte aller Monate und Jahre.

4.6 Entropie-Bilanz nach AOKI

Nachdem zuvor beschrieben wurde, in welcher Menge die Ressource Exergie den beiden Ökosystemen zur Verfügung steht, soll nun davon die Rede sein, welche Entropie-Flüsse mit der Energie-Bilanz verbunden sind. Die folgenden Ausführungen liefern Antworten auf die Frage, wieviel Entropie ein Ökosystem exportiert.

Für jeden Teilprozeß der Energiebilanz wurde die Entropie gesondert berechnet. Für das Verhältnis zwischen der direkten und der diffusen kurzwelligen Einstrahlung standen Literaturangaben für die vier Jahreszeiten zur Verfügung (MALBERG 1997). Daher mußten auch die anderen Daten jahreszeitlich aggregiert werden.

In Abbildung 33 ist die Summe aller Entropie-Flüsse dargestellt, die in das Ökosystem führen oder aus ihm heraus gerichtet sind. Dies ist die Entropie-Bilanz, allerdings ohne den Betrag der im System erzeugten Entropie. Während des ganzen Jahres treten nur negative Werte auf. Dies bedeutet, daß mehr Entropie exportiert als importiert wird. Dieser Nettoverlust (="Nettogewinn an Ordnung") ist an den Jahresgang des Strahlungsklimas gekoppelt.

Acker und Buchenwald weisen ähnliche Werte auf. In der Regel ist der Entropie-Export im Wald etwas höher als auf dem Acker. Nur während der Sommermonate ist es umgekehrt.

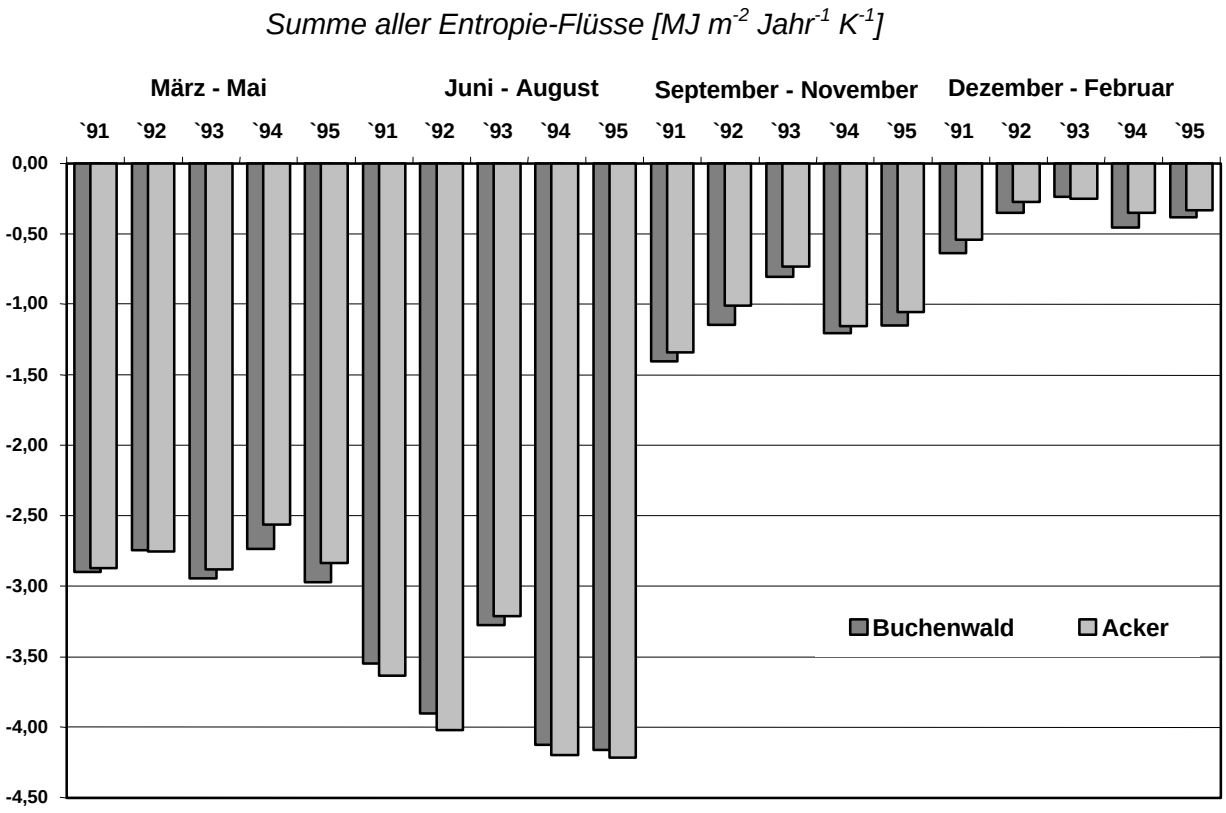

Abbildung 33: Nach Jahreszeiten sortierte Entropie der Energie-Flüsse des Buchenwaldes und des Ackers für die Jahre 1991-95.

Wie sich diese Entropie-Bilanz aus den Entropien der Teilprozesse zusammensetzt, ist in Tabelle 21 dargestellt. Alle Größen bleiben über die Jahre ziemlich konstant. Die Entropie der direkten solaren Einstrahlung (S_{dr}) ist besonders niedrig. Obwohl sie an der Energie der kurzwelligen Einstrahlung einen Anteil von 30-40% hat, liegt ihr Anteil an der Entropie nur bei 10-15%. Der Anteil der kurzwelligen Strahlung, der als diffuses Himmelslicht den Boden erreicht, hat durch die Streuung in der Atmosphäre eine höhere Entropie (siehe S_{sc}). Auch die Entropie der reflektierten kurzwelligen Strahlung (S_{rf}) ist größer als bei der direkten solaren Einstrahlung. Doch am meisten trägt die langwellige Strahlung zur Entropie-Bilanz bei: Die Entropien der langwelligen Ausstrahlung ($S_{l\uparrow}$) sowie der atmosphärischen Gegenstrahlung ($S_{l\downarrow}$) übersteigen die Werte der kurzwelligen Strahlung um mehr als das 10-fache, obwohl sie beim Vergleich der Energiemengen nur das zwei- bis dreifache der Globalstrahlung erreichen (vgl. Tabelle 19). Die Entropie der latenten und fühlbaren Wärme (S_{evp} bzw. S_{sens}) ist zwar kleiner, aber da sie ausschließlich in die Atmosphäre gerichtet ist, hat sie an der Bilanz der Entropie-Flüsse einen Anteil von rund 50%. Alle Größen bleiben über die Jahre ziemlich konstant.

Tabelle 21: Entropie der verschiedenen Teilprozesse der Energie-Bilanz [MJ m^{-2} $Jahr^{-1}$ K^{-1}] im Untersuchungsgebiet des ÖZK 1991 – 1995. $S_{l\uparrow}$: langwellige Ausstrahlung, $S_{l\downarrow}$: Gegenstrahlung, S_{dr}: direkte solare Einstrahlung, S_{sc}: diffuse Himmelsstrahlung, S_{rf}: Reflexion, S_{evp}: Verdunstung, S_{sens}: fühlbarer Wärmestrom.

	$S_{l\uparrow}$	$S_{l\downarrow}$	S_{dr}	S_{sc}	S_{rf}	S_{evp}	S_{sens}	**Summe der Entropie-Flüsse**
Wald ´91	50,42	44,59	0,31	2,49	0,55	4,73	0,15	-8,47
Acker ´91	50,97	45,80	0,31	2,49	0,78	4,41	0,80	-8,37
Wald ´92	50,94	45,74	0,31	2,41	0,55	4,50	0,59	-8,13
Acker ´92	51,11	45,97	0,30	2,47	0,77	4,92	0,20	-8,25
Wald ´93	50,20	45,16	0,28	2,21	0,49	4,62	0,46	-8,13
Acker ´93	51,43	45,74	0,32	2,56	0,79	4,23	0,82	-8,64
Wald ´94	50,87	45,10	0,31	2,48	0,56	4,81	0,16	-8,50
Acker ´94	51,23	45,77	0,31	2,49	0,77	4,24	0,64	-8,31
Wald ´95	50,60	45,60	0,32	2,53	0,57	4,27	1,67	-8,65
Acker ´95	51,45	46,51	0,31	2,41	0,74	4,16	0,91	-8,04
Wald ´91-´95	50,61	45,24	0,31	2,42	0,54	4,58	0,61	-8,38
Acker ´91-´95	51,24	45,96	0,31	2,48	0,77	4,39	0,67	-8,32

Bei einer Betrachtung der Jahressummen läßt sich auch kein deutlicher Unterschied in der Entropie-Bilanz von Buchenwald und Acker feststellen. Die Abweichung von 0,06 MJ m^{-2} $Jahr^{-1}$ K^{-1} ist minimal und liegt im Bereich der Meßfehler.

Wenn sich ein Ökosystem hinsichtlich seiner Entropie in einem dynamischen Gleichgewicht befindet, dann würde die Entropie-Produktion dem Entropie-Fluß in die Umgebung entsprechen. Also darf die Entropie-Produktion auf beiden Standorten im mehrjährigen Mittel ca. 8,3 MJ m^{-2} $Jahr^{-1}$ K^{-1} nicht überschreiten, damit diese nicht an Ordnung verlieren. Im folgenden Kapitel wird erörtert, ob in stark vom Menschen beeinflußten Ökosystemen ein solches dynamisches Gleichgewicht erwartet werden kann.

4.7 Entropie-Bilanz landwirtschaftlicher Nutzung

Für eine Bilanzierung der Entropie von Energie-Flüssen in Agrarökosystemen benötigt man zunächst die verschiedenen Ein- und Austräge der Systeme in der Einheit der Energie. Diese Daten werden zu Beginn des Kapitels präsentiert. Am Vergleich zwischen anthropogenen Ein- und Austrägen werden Aussagen über die energetische Effizienz der Landbewirtschaftung getroffen. Anschließend werden auf dieser Grundlage Entropie-Bilanzen für verschiedene Feldfrüchte aufgestellt.

4.7.1 Energetische Ein- und Austräge in den Jahren 1988 und 1997

In Tabelle 22 sind für die verschiedenen Fruchtarten die anthropogenen Ein- und Austräge dargestellt. Im Vergleich der Jahre 1988 und 1997 zeigt sich ein drastischer Rückgang des Energie-Eintrages, und zwar für fast alle Nutzungsarten. Bei der Grünland-Nutzung ist der Rückgang noch moderat, aber zum Beispiel beim Mais geht der Energie-Einsatz auf ca. ein Drittel zurück. Der mittlere Energie-Eintrag des Untersuchungsgebietes lag 1988 bei 49,9 GJ ha^{-1} und 1997 nur noch bei 28,9 GJ ha^{-1}. Trotzdem gingen die Erträge keineswegs zurück. Sie blieben zumindest konstant oder zeigten Zuwächse von ca. 5-10%. Beides zusammen führt zu einer erheblichen Steigerung der energetischen Effizienz: 1988 erhielten die Landwirte für 1 Joule eingesetzter Energie im Durchschnitt 3 Joule an Ernteerträgen. 1997 lag diese Ausbeute bei 5,4 Joule.
Dieses Ergebnis ist jedoch nicht darauf zurückzuführen, daß der notwendige Energie-Einsatz zum Erzielen eines bestimmten Ertrages abgenommen hat. Vielmehr war 1988 der tatsächliche Energie-Aufwand viel höher als der notwendige Aufwand, so daß eine Senkung des Eintrags keinen Einfluß auf den Ertrag hatte. Zum Beispiel lagen nach REICHE (1991) die tatsächlichen Stickstoffgaben im Forschungsraum zum Teil um ein Vielfaches über den von der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein empfohlenen Richtwerten (vgl. Anhang Tabelle 27). Eine Einschränkung des Energie-Eintrages ist daher nicht unbedingt auf einen effizienteren Pflanzenbau zurückzuführen. Wahrscheinlicher ist, daß auf unnötige Einträge verzichtet wurde. Zum Beispiel könnte die hohe Effizienz des Roggenanbaus durch eine geringere Verschwendung von Stickstoff verursacht worden sein. Vermutlich wollen die Landwirte mit dem übermäßigen Faktor-Einsatz sicherstellen, daß sie auch unter ungünstigen Bedingungen den maximalen Ertrag erzielen.

Tabelle 22: Energetische Ein- und Austräge auf den Nutzflächen im Einzugsgebiet des Belauer Sees für verschiedene Fruchtarten 1988 und 1997. Energetische Effizienz der Landbewirtschaftung (η) als Quotient zwischen Output und Input. Der Mittelwert wurde unter Berücksichtigung der Flächengrößen (vgl. Tabelle 4) berechnet.

	Energie-Eintrag W [GJ/ha]		**Energie-Austrag y [GJ/ha]**		**η (Output/Input)**	
	1988	**1997**	**1988**	**1997**	**1988**	**1997**
Leguminosen	36	--	160	--	4.5	--
Rüben	123	--	196	--	3.2	--
Mais	97	32	168	169	1.7	5.3
Raps	48	37	118	131	2.4	3.6
Hafer	55	22	141	147	2.6	6.7
Roggen	27	19	181	194	6.8	10.0
Gerste	47	29	170	192	3.6	6.7
Weizen	72	29	191	217	2.7	7.5
Weidelgras	39	25	122	169	3.1	5.5
Grünland	35	32	90.7	89.2	2.6	2.6
Mittelwert	50	29	139	147	3.0	5.4

Beschränkt man die Effizienz-Berechnung auf die Haupt-Ernteprodukte, dann ist die Ausbeute zwar niedriger, aber der positive Trend zwischen den beiden Jahren bleibt erhalten (Tabelle 23).

Tabelle 23: Energetische Effizienz der Landbewirtschaftung, bezogen auf den gesamten Energie-Input *W* und auf die Haupt-Ernteprodukte.

	Haupt-Ernteprodukt [dt/ha]		**Haupt-Ernteprodukt [GJ/ha]**		**η (Output/Input)**	
	1988	**1997**	**1988**	**1997**	**1988**	**1997**
Rüben	100	--	164	--	1,3	--
Raps	34	37	77	85	1,6	2,3
Hafer	48	50	73	77	1,3	3,5
Roggen	58	62	84	91	3,2	4,7
Gerste	55	72	82	106	2,1	3,8
Weizen	76	86	110	129	1,6	4,4

In Abbildung 34 ist dargestellt, wie sich die Energie-Einträge zusammensetzen. Den größten Anteil haben die Düngemittel. Maschinen-Einsatz und Pestizide sind von geringerer Bedeutung. Im Vergleich der beiden Jahre zeigt sich, daß für die Abnahme des gesamten Energie-Eintrages vor allem der reduzierte Einsatz des organischen Düngers von 21,8 GJ ha^{-1} auf 7,6 GJ ha^{-1} verantwortlich ist.

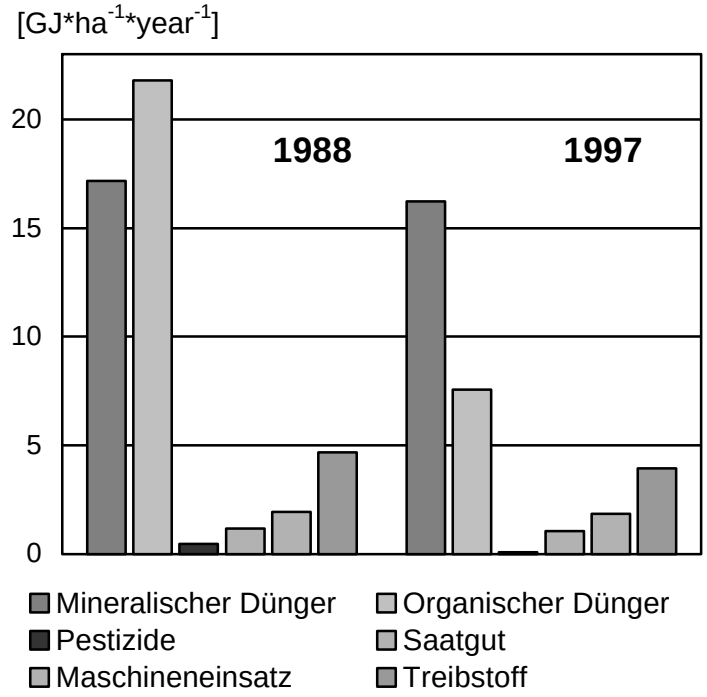

Abbildung 34: Zusammensetzung der landwirtschaftlichen Energie-Einträge. Mittelwerte aller Feldfrüchte für die Jahre 1988 und 1997.

4.7.2 Entropie-Bilanz von Agrarökosystemen

An die energetische Analyse der Ein- und Austräge anknüpfend wird nun auf die thermodynamischen Aspekte der Energie-Flüsse eingegangen. Zunächst wird an einem Beispiel illustriert, wie die Entropie-Bilanzen für die verschiedenen Feldfrüchte berechnet wurden. Hierzu wird die Weizenproduktion des Jahres 1988 herangezogen. Für die Berechnung mit Gleichung (65) müssen die Parameter W, y, η , s, P_0 und T bekannt sein.

Der Energie-Eintrag W lag 1988 bei 71,6 GJ ha^{-1}. Der Energie-Austrag, also der Energie-Gehalt des Korns und des geernteten Strohs, betrug 191 GJ ha^{-1} (s. Tabelle 22). Aus diesen Werten ergibt sich das Verhältnis $\eta = Output / Input$ = 191/71,6 ≈ 2,7. Aus Tabelle 13 entnehmen wir k = 0,74, und da r = 0,3 ergibt sich für s: $s = k(1-r) \approx 0{,}52$. Nach SACH (1997) ist P_o = 106 GJ ha^{-1}. Die mittlere Lufttemperatur während der Vegetationsperiode beträgt 285 K (berechnet aus den Temperaturdaten der Projektdatenbank). Setzt man diese Werte in Gleichung (65) (s. Seite 48) ein, dann ergibt sich:

$$\sigma \approx 0{,}51 \text{ GJ ha}^{-1} \text{ K}^{-1} \text{ pro Jahr.}$$

Das bedeutet, daß beim Weizenanbau, wie er 1988 betreiben wurde, mehr Entropie produziert als exportiert wurde. Das System erbringt also eine Überproduktion von Entropie, die dem Betrag von σ entspricht. Mit den Formeln (66) und (67) werden der kritische Energie-Eintrag und der nachhaltige Ertrag bestimmt:

$$W_{cr} \approx 30 \text{ GJ ha}^{-1} \text{ pro Jahr und } \quad y_{cr} \approx 82 \text{ GJ ha}^{-1} \text{ pro Jahr.}$$

Wiederholt man diese Berechnung für das Jahr 1997, dann ergibt sich:

$$\sigma \approx 0{,}45 \text{ GJ ha}^{-1} \text{ K}^{-1}, \quad W_{cr} \approx 13{,}2 \text{ GJ ha}^{-1} \quad \text{und} \quad y_{cr} \approx 98 \text{ GJ ha}^{-1}$$

Beim Weizen hat sich also die Entropie-Überproduktion binnen 9 Jahren von 0,51 GJ ha^{-1} K^{-1} auf 0,45 GJ ha^{-1} K^{-1} verringert). Dieses Ergebnis ist im wesentlichen auf den reduzierten Düngmittel-Einsatz zurückzuführen. Als Kriterium für die Abweichung des Systems von einem nachhaltigen Zustand kann der Parameter S_d dienen:

$$S_d = \frac{W - W_{cr}}{W_{cr}} = \frac{y - y_{cr}}{y_{cr}} \qquad (68)$$

Für den Weizenanbau im Untersuchungsgebiet ergibt sich: $S_d(1988) \approx 1{,}38$; $S_d(1997) \approx 1{,}21$. Diese Schätzung zeigt, daß sich der Weizenanbau in 9 Jahren in Richtung einer größeren Nachhaltigkeit entwickelt hat. Allerdings ist diese Entwicklung langsam und nicht signifikant.

Eine Übersicht der Werte W_{cr}, y_{cr} und S_d liefert Tabelle 24.

Tabelle 24: Entropie-Bilanz (Überproduktion) σ in den Jahren 1988 und 1997 bei verschiedenen Feldfrüchten im Einzugsgebiet des Belauer Sees. Vergleich zwischen kritischem Eintrag W_{cr} mit dem aktuellen Eintrag W sowie zwischen nachhaltigem Ertrag y_{cr} und aktuellem Ertrag y.

	σ [GJ ha^{-1} K^{-1}]		W_{cr} [GJ/ha]		W [GJ/ha]		y_{cr} [GJ/ha]		Y [GJ/ha]		S_d	S_d
	1988	**1997**	**1988**	**1997**	**1988**	**1997**	**1988**	**1997**	**1988**	**1997**	**1988**	**1997**
Leguminosen	0.23	--	22.1	--	36	--	99	--	160	--	0.61	--
Rüben	0.43	--	56.6	--	123	--	91	--	196	--	1.16	--
Mais	0.55	0.32	39.1	16.9	97	32	68	90	168	169	1.48	0.88
Raps	0.28	0.29	27.7	20.7	48	37	67	74	118	131	0.75	0.78
Hafer	0.34	0.26	28.3	12.9	55	22	73	87	141	147	0.93	0.69
Roggen	0.36	0.38	13.5	9.5	27	19	92	95	181	194	0.98	1.04
Gerste	0.36	0.37	23.8	14.3	47	29	86	96	170	192	0.98	1.00
Weizen	0.51	0.45	30.1	13.2	72	29	80	98	191	217	1.38	1.21
Weidelgras	0.23	0.22	24.4	15.4	39	25	76	85	122	169	0.61	0.61
Grünland	0.09	0.05	28.4	27.9	35	32	74	73	90.7	89.2	0.23	0.13
Mittelwert	0.28	0.25	28	19	50	29	79	86	139	147	0.75	0.66

Es zeigt sich, daß Grünland-Nutzung das Gleichgewicht zwischen Entropie-Produktion und verträglichem Entropie-Export weniger beeinträchtigt als intensiver Ackerbau.

Auf den produktiveren Flächen, die zudem durch einen höheren anthropogenen Input gekennzeichnet sind, ist die Belastung durch eine überhöhte Entropie-Produktion weitaus höher. Die Rangfolge der verschiedenen Kulturen ergibt sich aber weniger aus der Produktivität der jeweiligen Pflanze oder aus einer speziellen Bewirtschaftungsform. Hauptursache ist vielmehr der unterschiedlich starke Einsatz von organischem Dünger. Dies wird beim Rübenanbau besonders deutlich, für den die Landwirte einen mittleren Einsatz von 31 t/ha organischem Dünger angaben. Damit wurde durch Düngung doppelt so viel Biomasse aufgebracht, wie bei der Ernte wieder entnommen wurde (14 t/ha).

Abbildung 35 stellt die Werte aus Tabelle 24 kartographisch dar. Für Brachen, Wald, Straßen, Gärten, Siedlungs- und Wasserflächen wurden keine Berechnungen angestellt. Für die Darstellung der Entropie-Produktion wurden die Flächen in fünf Klassen eingeteilt. Flächen mit einer höheren Entropie-Überproduktion sind durch dunklere Schraffuren gekennzeichnet. Im Norden des Untersuchungsgebietes fallen fast alle Flächen in beiden Jahren in dieselbe Klasse (mit der zweithöchten Entropie-Überproduktion). Besser sieht es östlich und südlich des Belauer Sees aus: 1997 befinden sich viele Flächen in einer Klasse mit niedrigerer Entropie-Überproduktion und die Klasse mit den höchsten Werten ist gar nicht mehr vertreten.

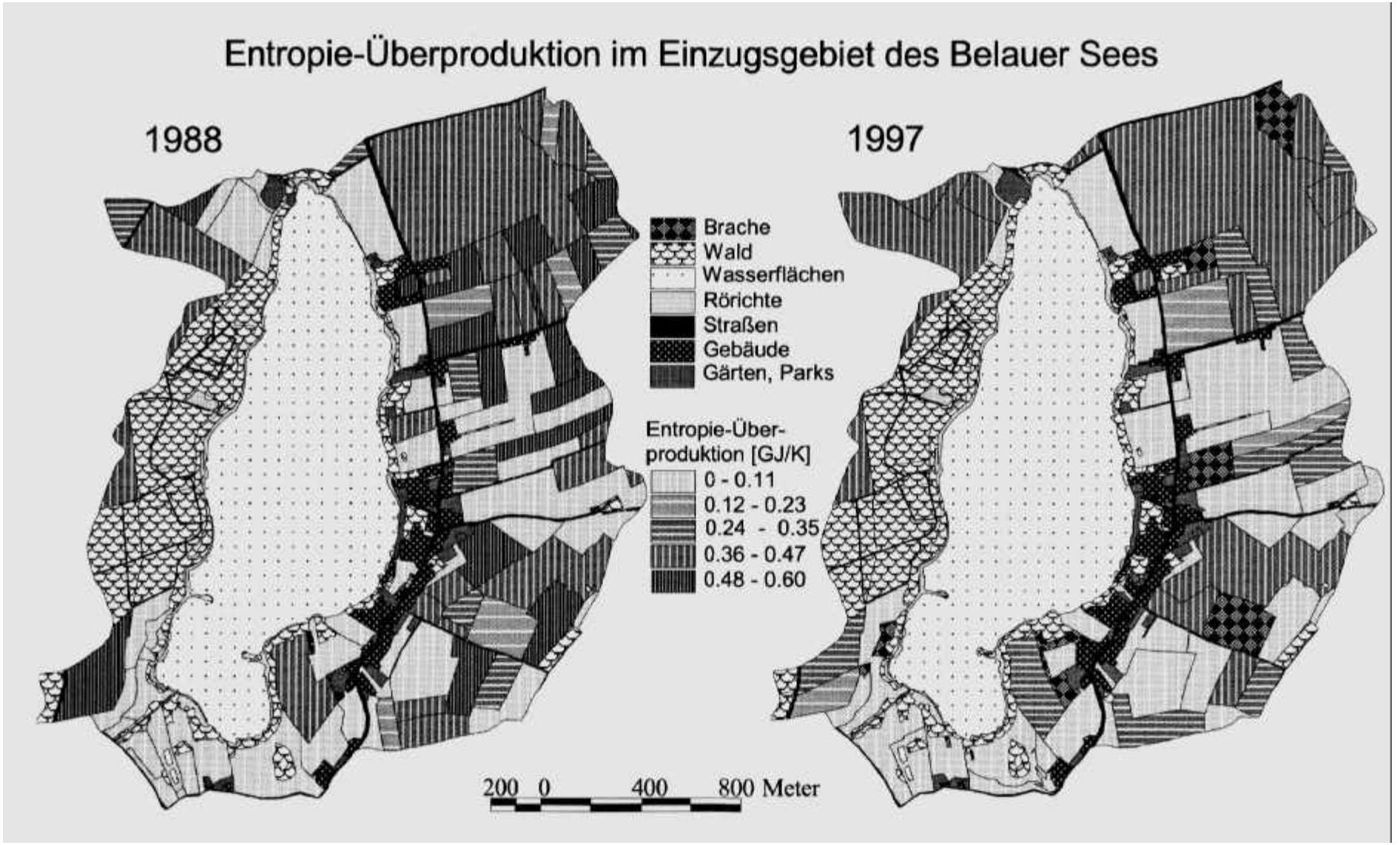

Abbildung 35: Überproduktion von Entropie bei verschiedenen Feldfrüchten in den Jahren 1988 und 1997 im Einzugsgebiet des Belauer Sees.

5 Diskussion

Die Ökosystem-Theorie arbeitet daran, die verschiedenen Ansätze zur Analyse von Ökosystemen in einem Muster zu integrieren, das ein in sich schlüssiges Bild zum Verständnis der Funktionen von Ökosystemen liefert (JØRGENSEN 1997c). Den Kern dieses Musters bildet zur Zeit das sogenannte „ökologische Grundprinzip der Thermodynamik“ (JØRGENSEN). Dies ist eine Umdeutung der DARWIN´schen Evolutionstheorie: Für ein Ökosystem besteht ein Vorteil, wenn es mehr Exergie nutzen kann als ein anderes System und wenn es diesen Fluß von Exergie zu einem größeren Teil speichern kann. Nach dieser Theorie sollten sich Ökosysteme also so entwickeln, daß sie mehr Exergie aus der Umgebung aufnehmen können und zugleich größere Exergie-Speicher anlegen können.

Es ist vor allem aufgrund der hohen Komplexität von Ökosystemen derzeit nicht möglich, die Hypothese der maximalen Exergie-Dissipation im mathematisch-physikalischen Sinne zu beweisen (JØRGENSEN 1997b). Man kann nur Indizien sammeln, die für oder gegen die Hypothese sprechen. Doch damit dies überhaupt möglich ist, müssen zunächst geeignete Werkzeuge entwickelt werden, mit denen sich die wichtigsten thermodynamischen Größen in Ökosystemen bestimmen lassen. Mit einigen solchen Werkzeugen beschäftigt sich die vorliegende Arbeit. Verschiedene Modelle zur Bestimmung thermodynamischer Ökosystem-Eigenschaften wurden benutzt, um thermodynamische Größen für reale Ökosysteme zu bestimmen. Dieser Schritt – von der Ökosystem-Theorie in die Realität – wird von vielen Schwierigkeiten begleitet. In den folgenden Abschnitten werden für jeden der verwendeten Ansätze mögliche Fehlerquellen und unvermeidbare Vereinfachungen diskutiert. Eine abschließende Bewertung der Ergebnisse wird, soweit möglich, im Vergleich mit der Literatur vorgenommen. Es wird jeweils formuliert, was künftig zu tun ist, um den jeweiligen Ansatz als Indikator der Selbstorganisations-Fähigkeit von Ökosystemen zu etablieren.

5.1 Exergie nach SVIREZHEV & STEINBORN

Dieser neue Ansatz ermöglicht eine Quantifizierung der Exergie, die Ökosysteme aus der solaren Einstrahlung gewinnen. Die spektrale Verteilung der Ein- und Ausstrahlung wird mit einem statistischen Modell qualitativ und quantitativ verglichen. Je genauer die Daten zur spektralen Verteilung sind, desto exakter ist die Exergie zu bestimmen. Neben der Meßgenauigkeit ist von großer Bedeutung, wie viele Wellenlängen-Intervalle getrennt erfaßt werden. Bislang wurden nur Datensätze mit zwei Intervallen ausgewertet.

Damit konnten manche Interaktionen zwischen Strahlung und Vegetation nicht beobachtet werden. Bestimmte Absorptions-Eigenschaften von Körpern werden erst bei höher auflösenden Messungen deutlich. Zum Beispiel könnten zwei Flächen mit derselben Albedo im Bereich von 300 – 3000 nm eine ganz unterschiedliche Verteilung der Reflexion in diesem Intervall aufweisen. Diese Unterschiede können erst dann erfaßt werden, wenn die Globalstrahlung in mehreren getrennten Intervallen gemessen wird. Mit diesen Informationen könnte man untersuchen, ob bestimmte Ökosystemtypen ein bestimmtes Muster des Exergie-Flusses aufweisen.

Vermutlich wird mit einer größeren Zahl von untersuchten Intervallen auch der Betrag des Exergie-Flusses steigen. Je mehr Intervalle untersucht werden, desto weniger unterscheiden sich die Photonen benachbarter Intervalle. Also ist bei einer größeren Zahl von Intervallen auch mit mehr Übergängen zwischen den Intervallen zu rechnen. Folglich ist anzunehmen, daß die tatsächlich aufgenommene Exergie etwas höher liegt als die Ergebnisse dieser Arbeit.

Eine Obergrenze des maximalen Exergie-Flusses wird dabei durch die kurzwellige Strahlungsbilanz gesetzt. Nach WALL (1977) besteht die solare Einstrahlung zu fast 100% aus Exergie. Also kann die kurzwellige Einstrahlung fast vollständig in andere Energie-Formen umgewandelt werden. Dies geschieht in mehreren Schritten: Ein Teil der Energie wird zum Beispiel bereits in der Atmosphäre durch Streuung und Absorption in den Wolken dissipiert. Doch am effektivsten scheint die Interaktion zwischen Erdoberfläche und Einstrahlung zu sein. In den untersuchten Systemen werden bei einer Analyse von zwei Wellenlängen-Intervallen 60-70% der kurzwelligen Einstrahlung als Exergie genutzt (Tabelle 19).

Es bleibt festzuhalten, daß die Methode in dieser Studie in zweierlei Hinsicht unter ihren Möglichkeiten bleibt: Erstens bei der Genauigkeit, den Exergie-Flusses zu bestimmen, und zweitens in bezug auf die Fähigkeit, zwischen verschiedenen Vegetationstypen zu differenzieren. Trotzdem war die Trennschärfe des Verfahrens groß genug, um verschiedene Systeme deutlich voneinander zu unterscheiden.

Für die Aussagekraft des Ergebnisses ist nicht nur die Art der verwendeten Daten wichtig, sondern auch ihre Qualität. Das beginnt bereits bei der Eignung der Standorte für die Untersuchung. Analysen des Energie-Haushaltes sind auf eine gewisse Homogenität des Untersuchungs-Objektes angewiesen. Zum Beispiel benötigt man für eine Bestimmung der Verdunstung nach BOWEN (1926) große Flächen der zu untersuchenden Vegetation, damit das Ergebnis nicht durch den Wärmehaushalt der Nachbarflächen beeinflußt wird. Der Buchenwald und der Acker sind für solche Untersuchungen gerade groß genug (HERBST 1997, KAPPEN, mündl. Mitteil.). Da die Berechnung des Exergie-Flusses ebenfalls von vertikalem Wärmetransport beeinflußt werden kann, sollte auch dieser Aspekt in künftigen Studien untersucht werden.

Von größerer Bedeutung ist eine andere mögliche Fehlerquelle: Da nicht für alle Komponenten des Strahlungs-Klimas Meßwerte vorlagen, mußten für die Albedo Literaturwerte verwendet werden. Die damit verbundenen Schwierigkeiten wurden bereits erörtert (s. Kapitel 3.3.2). Es wurde dargelegt, daß die Werte um einige Prozent von den angegebenen Schätzwerten abweichen können. Dies hat Auswirkungen auf den Exergie-Fluß. In Tabelle 25 wird dargestellt, wie sich eine andere Albedo auf den Betrag des Exergie-Flusses auswirken würde. Die Albedo des Buchenwaldes liegt im Jahresmittel bei 12,6%. Der mitttlere Exergie-Fluß liegt bei 76 W/m². Die Tabelle zeigt, um wieviel Prozent sich der Exergie-Fluß bei einer bestimmten Änderung der Albedo verändert. Eine Erhöhung der Albedo um ca. 50% von 12,6 auf 19% führt zu einer Verringerung des Exergie-Flusses um 23%. Läge also der Fehler der Albedo-Schätzung für den Buchenwald bei diesen 50%, dann hätte der Wald ungefähr denselben Exergie-Fluß wie der Acker.

Da die Schätzungen der Albedo die tatsächlichen Verhältnisse nur ungenau widergeben können, ist für künftige Untersuchungen die Messung der Albedo unerläßlich.

Tabelle 25: Einfluß der Albedo auf das Ergebnis der Exergie-Berechnung am Beispiel des Buchenwaldes.

Albedo [% der Globalstrahlung]	Veränderung des Exergie-Flusses [%]
20	-23
19	-20
18	-17
17	-14
16	-11
15	-8
14	-5
12,6	0
12	+2
11	+6
10	+10
9	+14
8	+18

Dagegen ist die Abschätzung der langwelligen Ausstrahlung mit der Formel $E_l^{out} = \varepsilon \sigma T^4$ weniger problematisch. Dies kann am Beispiel des Untersuchungsgebietes des BITÖK gezeigt werden: Dort wurde sowohl die Bestandes-Temperatur als auch die langwellige Ausstrahlung gemessen. Vergleicht man die berechnete mit der gemessenen Ausstrahlung, dann bekommt man einen Eindruck, wie groß der Fehler ist, wenn man die Ausstrahlung berechnen muß (Abbildung 36). Wegen der hohen Übereinstimmung schränkt eine Verwendung berechneter Werte die Aussagekraft des Ergebnisses kaum ein.

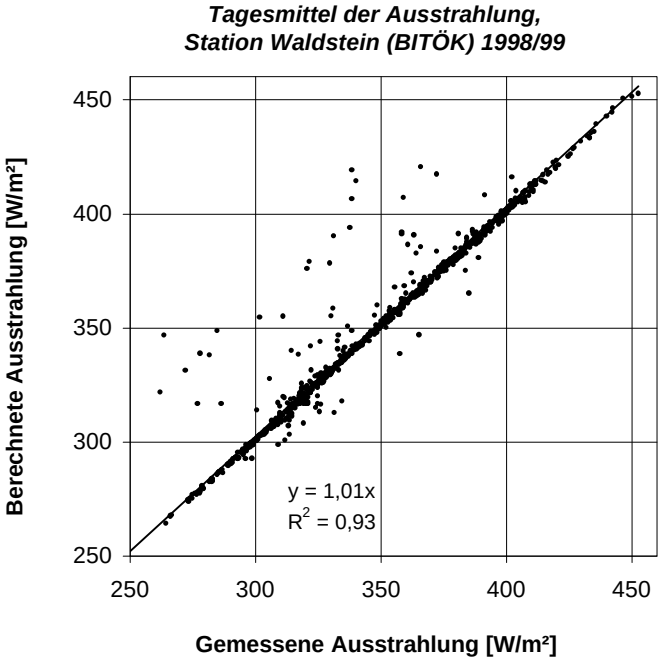

Abbildung 36: Korrelation zwischen der gemessenen und der aus der Bestandes-Temperatur berechneten langwelligen Ausstrahlung am Beispiel der Meßstation „Waldstein“ des Bayreuther Instituts für Terrestrische Ökosystemforschung.

Als weitere Fehlerquellen sind noch Meßfehler und Meßausfälle zu nennen. Wie in Kapitel 3.3 erwähnt, liegen die bauartbestimmten Meßfehler der Strahlungs-Sensoren bei etwa 3%. Innerhalb dieses Meßfehlers liegen auch die gemessenen Unterschiede der Standorte in der Strahlungsbilanz. Doch die Unterschiede im Exergie-Fluß können dadurch nicht grundsätzlich beeinflußt werden. Auch die Ungenauigkeiten, die sich aus dem Schließen der Meßausfälle ergeben, sind als eher gering einzustufen. Die Datenlücken wurden nur geschlossen, wenn dies mit Korrelations-Funktionen geschehen konnte, die einen hochsignifikanten Zusammenhang der Datensätze beschreiben.
Insgesamt konnte festgestellt werden, daß Wald in der Regel mehr Exergie aufnehmen kann als Acker oder Grünland. Wenn also die Hypothese der Maximierung der Exergie-Aufnahme stimmt, dann konnte mit diesen Ergebnissen gezeigt werden, daß der Buchenwald die größere Selbstorganisations-Fähigkeit besitzt. Doch zur Stützung dieser Hypothese selbst kann die vorliegende Arbeit nur wenig beitragen. Wenn man bestimmte Entwicklungs-Tendenzen von Ökosystemen untersuchen will, dann muß man dies auch an sich entwickelnden Systemen tun. Also müßte man eine Sukzession vom unbewachsenen Boden zum Wald über einen langen Zeitraum beobachten. Ein Acker dagegen ist kein Sukzessions-Stadium. Anhand eines Vergleiches zwischen Acker und Wald lassen sich daher keine Entwicklungs-Tendenzen feststellen.
Die unterschiedlichen Exergie-Flüsse von Acker und Wald lassen sich im Rahmen dieses Ansatzes nur mit dem unterschiedlichen Absorptions-Verhalten der beiden Flächen erklären, soweit dies an zwei Wellenlängen-Intervallen zu erkennen ist. Die Absorption der kurzwelligen Strahlung wird von der räumlichen Struktur der Oberfläche und von ihrer Farbe bestimmt. Je häufiger die Strahlung im Bestand reflektiert werden kann, desto weniger wird schließlich wieder an die Atmosphäre abgegeben. Daher hat zum Beispiel ein Wald im Winter eine niedrigere Albedo als ein Acker. Je nachdem, aus welchem Material die reflektierende Fläche besteht, variiert auch die Reflexion bei verschiedenen Wellenlängen. Im Bereich des sichtbaren Lichtes ist dies an der Farbe zu erkennen.
Je mehr Strahlung eine Fläche absorbiert, desto stärker kann sie sich erwärmen. Doch mit der steigenden Temperatur nimmt auch die Abstrahlung zu. Wenn das System jedoch trotz höherer Absorption seine Temperatur niedrig halten kann, zum Beispiel indem es stärker transpiriert, dann bleibt auch die Abstrahlung niedriger. Da Abstrahlung gleichbedeutend ist mit einem Verlust von Exergie, kann ein kühleres System einen höheren Exergie-Fluß realisieren. Somit sind als Gründe des höheren Exergie-Flusses in den Buchenwald dessen niedrigere Abstrahlung und größere Strahlungs-Absorption zu nennen.

5.2 Relative Exergie-Aufnahme nach SCHNEIDER & KAY

Die in Kapitel 5.1 getroffenen Aussagen zur Albedo und zur Flächengröße des Untersuchungsgebietes gelten auch für die Berechnung der relativen Exergie-Aufnahme (und auch für die Entropie-Berechnung nach AOKI 1987). Im Vergleich zum Exergie-Fluß liefert dieses Verfahren weniger Informationen über das beobachtete System, denn der dimensionslose Quotient R_n / K^* ist nur ein qualitatives und kein quantitatives Maß. Außerdem läßt sich der Quotient nur für

Zeiträume berechnen, in denen eine positive Globalstrahlung gemessen wurde. Schließlich handelt es sich nur um einen Vergleich zwischen zwei Energiegrößen, der sich innerhalb des Formalismus des 1. Hauptsatzes der Thermodynamik bewegt. Daher kann auch keine Aussage über die Qualität der Energie-Größen gemacht werden. Von einer relativen **Exergie**-Aufnahme kann nur aufgrund der Erfahrung gesprochen werden, daß absorbierte Strahlung ihre Exergie zu einem großen Teil verloren hat. Letztlich ist diese Größe nur ein Indikator der relativen Exergie-Aufnahme. Wie genau dieser Indikator mit der tatsächlich verbrauchten Exergie verknüpft ist, kann nur mit anderen Methoden untersucht werden.

Vergleicht man die Ergebnisse der beiden Ansätze, dann fällt zudem auf, daß die relative Exergie-Aufnahme der beiden Standorte praktisch identisch ist (Abbildung 30), während der Exergie-Koeffizient deutliche Unterschiede aufzeigt. Die Trennschärfe der beiden Verfahren könnte etwas anders ausfallen, wenn mit gemessenen Werten der Albedo gearbeitet werden kann. Es ist aber wenig wahrscheinlich, daß die relative Exergie-Aufnahme dann die Trennschärfe des Exergie-Flusses übertrifft.

Im Vergleich mit den Ergebnissen dieser Arbeit liegen die Werte der Wald-Standorte, die von SCHNEIDER & KAY (1994) untersucht wurden, mit 0,86 bis 0,9 im Juni höher als bei den Bornhöveder Standorten (0,8 im Juni, Abbildung 30). Dieser Unterschied könnte damit zusammenhängen, daß die Messungen von LUVALL & HOLBO (1989) von einem Flugzeug aus unternommen wurden und somit etwas andere Voraussetzungen vorlagen. Die großen Unterschiede in der relativen Exergie-Aufnahme, die Schneider und Kay zwischen einem Kahlschlag und verschiedenen Waldstadien feststellten (Tabelle 2), ließen sich in dieser Arbeit beim Vergleich zwischen Acker und Buchenwald nicht reproduzieren.

5.3 Entropie-Bilanz nach AOKI

AOKI hat in mehreren Studien die Entropie-Bilanz von See-Ökosystemen untersucht (AOKI 1987, 1995, 1998). Dabei hat er die Entropie-Produktion (dS_i) aus der Bilanz der Entropie-Flüsse (dS) und aus der Entropie-Änderung des gesamten Systems berechnet:

$$dS = dS_e + dS_i \tag{69}$$

Die Entropie-Änderung hat er bestimmt, indem er die Änderung der im Wasserkörper des Sees gespeicherten Wärme durch die jeweils herrschende Temperatur geteilt hat. Dieser Wert läßt sich in einem See durch kontinuierliche Temperaturmessungen mit zahlreichen Sensoren in verschiedenen Höhen bestimmen. In terrestrischen Systemen mit ihren variableren Temperatur-Verhältnissen und dem starken Austausch von Wärme mit der Atmosphäre ist dies problematisch und wurde daher auch von AOKI bisher nicht versucht.

Ohne die Entropie-Produktion bleibt die Bilanz unvollständig. Aber die Entropie der verschiedenen Energie-Flüsse liefert einen Wert, der angibt, wie hoch die Entropie-Produktion sein darf, damit die Bilanz negativ bleibt oder zumindest ausgeglichen ist.

Für den Biwa-See in Japan (35°N, 136°O) gibt Aoki (1987) als Summe aller Entropie-Flüsse die

Zahl 11,5 MJ m^{-2} $Jahr^{-1}$ K^{-1} an. Dies ist deutlich mehr als die 8,3 MJ m^{-2} $Jahr^{-1}$ K^{-1}, die für die Bornhöveder Flächen bestimmt wurden. Allerdings ist am Biwa-See die Globalstrahlung mit 136,5 W/m² höher und die Reflexion mit durchschnittlich 7% deutlich niedriger.
Vergleicht man für Buchenwald und Acker das Ergebnis dieser Methode mit dem Exergie-Fluß, dann erhält man einen interessanten Hinweis auf die Analogie zwischen klassischer und statistischer Thermodynamik: Teilt man nämlich den Exergie-Fluß durch die mittlere Bestandestemperatur, dann erhält man fast genau den Wert des Entropie-Exportes nach AOKI. Der mittlere Exergie-Fluß beträgt für den Buchenwald 75 W/m² und für den Acker 62 W/m² (Tabelle 19). Umgerechnet in MJ/Jahr und geteilt durch die mittlere Temperatur (8,4 °C + 273) erhält man für den Buchenwald 8,4 und für den Acker 6,9 MJ m^{-2} $Jahr^{-1}$ K^{-1}. Wenn also die Exergie bei der mittleren Temperatur dissipiert wird, dann entsteht dabei fast genauso viel Entropie, wie mit dem Ansatz nach AOKI berechnet wurde. Doch trotz dieser Analogie gelingt die Unterscheidung der beiden Standorte auch mit AOKIs Ansatz nicht.

5.4 Entropie-Bilanz von Agrarökosystemen

Die Entropie-Bilanz einer landwirtschaftlichen Nutzfläche ist von mehren Parametern abhängig, die zum Teil auf stark vereinfachenden Annahmen beruhen. Die daraus resultierende Unschärfe der Berechnung wird im folgenden diskutiert.
Bei der Berechnung der Brutto-Primärproduktion wurde vorausgesetzt, daß ein proportionaler Zusammenhang besteht zwischen der Biomasse von Frucht, Stroh und Wurzeln. Nur so konnte von Ertragsdaten, zusammen mit den Literaturwerten zum Korn/Stroh- und Sproß/Wurzel-Verhältnis, auf die gesamte Biomasse hochgerechnet werden. Die Pflanzen können aber das Verhältnis zwischen ober- und unterirdischer Biomasse den jeweils herrschenden Boden- und Witterungsverhältnissen anpassen. Zwischen der Ernterückstands-Menge und dem Ernte-Ertrag besteht somit nur eine lose Beziehung. Also kann auf diese Weise nur mit geringer Genauigkeit die Produktion bestimmt werden (VETTER 1952).
Hinzu kommt, daß der Respirations-Koeffizient, also der veratmete Anteil der Brutto-Primärproduktion, sehr variabel ist. Auch er richtet sich nach den Wachstumsbedingungen des jeweiligen Jahres. Für krautige Pflanzen liegen die Werte zwischen 0,2 und 0,5 (LARCHER 1995). Zudem waren keine artspezifischen Angaben zu finden, so daß mit einem pauschalen Wert von 0,3 gerechnet werden mußte, der an Gräsern im Untersuchungsgebiet ermittelt wurde (WEISHEIT 1995).

Problematisch ist die Rolle des Referenz-Systems. Die Hypothese verlangt, daß es sich hierbei um ein annähernd natürliches System handelt, das sich in einem dynamischen Gleichgewicht befindet und gleichzeitig dem untersuchten Agrarökosystem ähnelt. Nur dann kann angenommen werden, daß das anthropogene System noch soviel Entropie abgeben kann wie das Referenz-System, ohne dabei Schaden zu nehmen. In unseren Breiten gibt es aber auf Mineralstandorten keine Grünland-Klimaxgesellschaften, so daß eine Dauergesellschaft mit nur geringen anthropogenen Einflüssen als Ersatz dienen mußte. Es wird verallgemeinernd angenommen, daß die Brutto-Primärproduktion dieser Brache repräsentativ ist für die Brutto-Primärproduktion der genutzten Flächen, wenn man

diese der natürlichen Entwicklung überließe. Dabei wird nicht berücksichtigt, daß auf den verschiedenen Schlägen unterschiedliche Wachstumsbedingungen herrschen, die sich in der Realität auf die Produktion der Pflanzen auswirken würden. Es ist vor allem fraglich, ob sich auf den beanspruchten, jedoch noch stark gedüngten Böden eine Produktion einstellen würde wie im Referenz-System.

Der Buchenwald eignet sich nicht als Referenz, da die geforderte sukzessionale Nähe zum untersuchten System noch weniger gegeben ist.

Eine weitere Grundannahme der Hypothese verlangt, daß sich das System für eine korrekte Bilanzierung im Gleichgewicht befindet, indem die durch Photosynthese fixierte Biomasse vollständig veratmet wird. Angesichts der wechselnden Bewirtschaftung (Fruchtfolgen), kann nur vermutet werden, daß diese Bedingung im mehrjährigen Mittel erfüllt wird.

Zudem wird durch die Reduktion der Betrachtung auf den Energiegehalt die Qualität der Einträge nur bedingt berücksichtigt. Die Erfassung der energetischen Vorleistungen („graue Energie“) vergrößert das Gewicht des mineralischen Düngers und der Pestizide für deren Beitrag zur Entropie-Produktion. Doch dadurch wird der Wirkung der verschiedenen Substanzen noch nicht genügend Rechnung getragen. So kommt es, daß Pestizide als unbedeutend angesehen werden müssen. Sie tauchen in der Bilanz nur als unbedeutende Größe auf, während der organische Dünger als Hauptursache möglicher Schäden hervortritt.

Bislang wurde die Hypothese noch nicht mit gezielten Experimenten getestet, da dies mit sehr aufwendigen Messungen verbunden wäre. Somit stehen die Ergebnisse ohnehin unter dem Vorbehalt der Nachprüfbarkeit der Methode.

Klärungsbedarf besteht auch noch bei der Beschreibung der Folgen einer unausgeglichenen Entropie-Bilanz. SVIREZHEV (1996) sieht als hauptsächliche Schadwirkung bislang die chemische Umsetzung von Bodenpartikeln, also den C-Verlust durch Respiration sowie die mechanische Verkleinerung der Partikel, wodurch zum Beispiel die Bodenerosion gefördert wird. Hinzu kommen chemische Bodenveränderungen, zum Beispiel durch Versauerung. In welchem Ausmaß die verschiedenen Schädigungen bei einer bestimmten Entropie-Bilanz realisiert werden, kann noch nicht beantwortet werden.

Will man auf eine ungünstige Entropie-Bilanz reagieren, dann bieten sich vier Möglichkeiten der Einflußnahme an: Als erstes kann der anthropogene Energieeintrag gesenkt werden, wodurch die Bilanz in selber Höhe „verbessert“ wird. Vor dem Hintergrund des übermäßigen Dünger-Einsatzes erscheint dies auch praktikabel.

Zweitens könnte die Produktion verringert werden, etwa durch weniger Ertrag liefernde Sorten. Diese Möglichkeit kommt aus wirtschaftlichen Gründen nur dann in Betracht, wenn sie mit einer Qualitäts-Steigerung einhergeht, die höhere Preise ermöglicht.

Drittens besteht die Möglichkeit, den Austrag an Energie aus dem System zu erhöhen, wodurch der Entropie-Produktion der Brennstoff genommen würde. Dies könnte insbesondere dadurch erfolgen, daß bei der Ernte dem System mehr Streu entzogen wird. Im Rahmen der Hypothese stellt es also eine Belastung des Ökosystems dar, wenn die Streu auf den Flächen zurückgelassen wird. Andererseits kann eine hohe Streu-Entnahme zu einer Verarmung des Bodens an organischem Kohlenstoff führen (KUTSCH 1996), was einer nachhaltigen Nutzung zuwiderliefe. An dieser Stelle

scheint das Modell der Erfahrung zu widersprechen. Doch es ist für die Streu-Entnahme ein erhöhter Energieaufwand anzusetzen, wodurch wiederum die Entropie-Produktion erhöht wird. Und so führt auch im Modell die Streu-Entnahme zu einer Schädigung des Systems. Eine Streu-Entnahme kommt also nicht zur Verbesserung der Entropie-Bilanz in Frage.
Viertens könnte gezielt Energie mit niedriger Entropie in das System eingebracht werden, mit dem Ziel der Boden-Regeneration oder der Schadstoff-Reduzierung. Doch solche Maßnahmen hätten dann ja schon an anderer Stelle zu einer Entropie-Produktion geführt, so daß bestenfalls ein lokaler Gewinn möglich ist.

Eine thermodynamische Deutung des Nachhaltigkeits-Begriffs wird auch von ADDISCOTT (1995) vertreten. Nach seiner Auffassung ist ein Agrarökosystem dann nachhaltig, wenn seine Fähigkeit zur Selbstorganisation erhalten bleibt. Dazu müsse sich das System in einem dynamischen Gleichgewicht befinden und die Entropie-Produktion müsse möglichst niedrig gehalten werden. Beides ist bei Agrarökosystemen kaum zu realisieren, denn durch die Bewirtschaftung wird die Einstellung eines Gleichgewichtes immer wieder gestört wodurch zugleich die Entropie-Produktion erhöht wird. Der Autor sieht in einer Klimax-Gesellschaft ein typisches Beispiel für ein System, daß sich einem dynamischen Gleichgewicht und damit in einem nachhaltigen Zutand befindet. Als Indikator der Entropie-Produktion wählt er den Struktur-Verlust des Bodens: Wenn komplexe Strukturen durch Dissipation degradiert werden, dann werden kleine Moleküle wie CO_2, NO_X und NH_3 produziert. Und beim Aufbau von Strukturen werden sie wieder verbraucht. Die Konzentration bzw. Produktion solcher kleiner Moleküle im Boden eignet sich daher Indikator für die Nachhaltigkeit der Makromoleküle im Boden.
In künftigen Untersuchungen wäre es interessant, die Ergebnisse von ADDISCOTT (1995) mit den Werten für die Entropie-Bilanz verschiedener Nutzungsformen in Beziehung zu setzen. Man könnte dann feststellen, ob die Überproduktion an Entropie mit einer hohen Produktion kleiner Moleküle korreliert.
An eine nachhaltige agrarische Landnutzung sind zahlreiche Anforderungen zu stellen. Eine Übersicht gibt SCHMIDT (1996). Neben den ökologischen Aspekten der Nachhaltigkeit gibt es kulturhistorische, ökonomische und soziale Anforderungen. Sie alle müssen sich an verschiedenen Handlungsregeln orientieren, die Gesundheitsvorsorge, Ressourcen-Schonung und die Beachtung der Tragekapazität von Ökosystemen zum Ziel haben.
Die Thermodynamik kann hier nur einzelne Beiträge leisten. Im Mittelpunkt des hier vorgestellten Ansatzes steht der Ressourcen-Schutz, und zwar hinsichtlich des Aufwandes, der zur Bewirtschaftung getrieben wird und hinsichtlich des biologischen Potentials der Ökosysteme. Ein sparsamer Einsatz der Produktionsfaktoren bei gleichbleibend hohen Erträgen ist auch eines der wichtigsten Ziele der modernen Landwirtschaft (SCHMIDT 1996). Doch vor allem im ökologischen Landbau werden kurze Wege und möglichst geschlossene Stoffkreisläufe angestrebt (WERNER 1996). Da die Berechnung der Entropie-Bilanz auf Schlag-Ebene erfolgte, kann noch nicht genügend berücksichtigt werden, ob in einem Betrieb überwiegend interne Kreisläufe (z.B. beim Tierfutter) realisiert sind. Ein anderes Ziel des ökologischen Landbaus ist es, nicht auf den maximalen Ertrag hinzuarbeiten, sondern eher qualitativ hochwertige Lebensmittel zu erzeugen. Dieses Ziel führt auch

im vorliegenden thermodynamischen Modell der nachhaltigen Landbewirtschaftung zu einer günstigeren Entropie-Bilanz.

5.5 Ausblick

In dieser Studie wurden Potentiale und Grenzen verschiedener Werkzeuge zur thermodynamischen Analyse von Ökosystemen untersucht. Insbesondere das Exergie-Konzept nach SVIREZHEV & STEINBORN (2001) scheint geeignet zu sein, in Zukunft zur Ökosystem-Analyse beizutragen. Ohne neue Meßverfahren entwickeln zu müssen, könnten an verschiedenen Ökosystemen – möglichst in einer Auswertung langer Zeitreihen - weitere Ergebnisse zur Überprüfung des ökologischen Grundprinzips der Thermodynamik gesammelt werden. Dafür ist es nicht unbedingt notwendig, neue Meßreihen zu beginnen; es würde zunächst genügen, weitere Forschungs-Einrichtungen, die über entsprechende Datensätze verfügen, an einem solchen Projekt zu beteiligen. Als Ergänzung sollten kürzere Meßreihen durchgeführt werden, bei denen an zahlreichen Ökosystemen hochauflösende Spektraldaten erhoben würden, um das Potential der Methode zur Unterscheidung verschiedener Absorptions-Typen auszuloten.

Anschließend wäre auf politischer Ebene zu diskutieren, ob mit diesem Ansatz wünschenswerte Eigenschaften von Ökosystemen gemessen wurden. Dann könnte ein Bewertungsmaßstab entwickelt werden, der für jedes zu bewertende Objekt einen Referenz-Wert des Exergie-Flusses oder des Exergie-Koeffizienten bereitstellt.

Die Daten für die Berechnung der relativen Exergie-Aufnahme nach SCHNEIDER & KAY (1994) und für die Entropie-Bilanz nach AOKI (1987) sind bei der Bearbeitung des Exergie-Flusses automatisch vorhanden. Daher sollten auch diese Ansätze weiter verfolgt werden. Sie liefern möglicherweise für bestimmte Zwecke genügende Informationen über die Interaktion zwischen Strahlung und Erdoberfläche, so daß auf die aufwendigeren spektralen Daten verzichtet werden könnte.

Die Bilanzierung der Entropie nach STEINBORN & SVIREZHEV (2000) birgt noch – wie im vorigen Abschnitt diskutiert - etliche ungelöste Probleme. Doch wegen der Aussicht, zumindest einige Aspekte der nachhaltigen Landbewirtschaftung direkt quantifizieren zu können, sollte auch dieser Ansatz weiterverfolgt werden. Als nächste Schritte sollte versucht werden, die verschiedenen Eingangsgrößen genauer zu bestimmen, um dann, möglichst auch für kürzere Zeiträume, die zugrundeliegende Hypothese zu überprüfen. Dies sollte an einem Standort geschehen, der direkt neben einem geeigneten Referenz-System liegt, damit beide Systeme identischen Klima- und Boden-Verhältnissen ausgesetzt sind.

6 Literatur

ADDISCOTT, TM. (1995): Entropy and sustainability. European Journal of Soil Science 46: 161-168.

ALLEN, TFH. & TB. STARR (1982): Hierarchy - Perspectives for Ecological Complexity. The University of Chicago Press. Chicago, London. 310 S.

AMTHOR, JS. (1993): Higher plant respiration and its relationships to photosynthesis. In: Schulze, ED. & MM. Caldwell (Hrsg.): Ecophysiology of Photosynthesis 71-101.

AOKI, I. (1987): Entropy balance of white-tailed deer during a winter night. Bull. Math. Biol. 49: 321-327.

AOKI, I. (1995): Entropy production in living systems: from organisms to ecosystems. Thermochimica Acta 250: 359-370.

AOKI, I. (1998): Entropy and exergy in the development of living systems: A case study of lake-ecosystems. Journal of the Physical Society of Japan 67: 2132-2139.

BAEHR, HD. (1988): Thermodynamik. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 6. Aufl. 460 S.

BAILEY, R. G. (1996): Ecosystem Geography. Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg. 204 S.

BAK, P. & K. CHEN (1991): Self-organized criticality. Scientific American 46: 254-263.

BARNETT, V.; PAYNE, R.; & R. STEINER (1995): Agricultural Sustainability. Wiley & Sons. 266 S.

BATSCHELET, E. (1988): Einführung in die Mathematik für Biologen. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, New York. 557 S.

BEINHAUER, R. (1988): Klimatologische Einordnung des Untersuchungsraums. In: Hörmann,G.; Irmler, U.; Müller, F.; Piotrowski, J.; Pöpperl, R.; Reiche, E.-W.; Schernewski, G.; Schimming, C.-G.; Schrautzer, J. & W. Windhorst (Hrsg.): Interne Mitteilungen Heft 2.

BEINHAUER, R. (1992): In Schleswig-Holstein gemessene Albedo in %. schriftliche Mitteilung, unveröffentlicht.

BERTALANFFY, L. VON (1940): Der Organismus als physikalisches System. Naturwissenschaften 28: 521-531.

BLUME, HP.; FRÄNZLE, O.; HEYDEMANN, B.; KAPPEN, L.; NELLEN, W. & P. WIDMOSER (1992): Arbeitsbericht der Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette 1988-1991. EcoSys Bd. 1.

BRECKLING, B. & F. MÜLLER (1997): Der Ökosystembegriff aus heutiger Sicht. In: Fränzle, O.; Müller, F. & W. Schröder (Hrsg.): Handbuch ÖSF - II-2.2.

BOLTZMANN, L. (1905): Der Zweite Hauptsatz der Thermodynamik. Populaere Schriften. Essay No. 3.

BOSSEL, H. (1994): Modellbildung und Simulation, Braunschweig

BOWEN, I. S. (1926): The ratio of heat losses by conduction and by evaporation from any water surface. Physical Review 27: 779-787.

BOWERS, W. (1992): Agricultural field equipment. In: STOUT, B.A.(Hrsg.): Energy in World Agriculture. Volume 6. Elsevier, Amsterdam 117-129.

BREEDE, S. (1999): Die Anwendung der Hierarchitätstheorie in der Ökosystemforschung. Dissertation, Universität Kiel

BURMEISTER, H. (1986): Energiebilanzen des Pflanzenbaus unter dem Aspekt unterschiedlicher Produktverwertung.

CLAUSSEN, M.; LOHMANN, U.; ROECKNER, U. & E. SCHULZWEIDA (1994): A global data set of land-surface parameters. Max Planck Institiut für Meteorologie, Hamburg 135 S.

CLEMENTS, FE. (1936): Structure and nature of the climax. Journal of Ecology 24: 252.

DELEAGE, F. (1979). Eco-energetics analysis of an agricultural system: the French case in 1970. Agro-Ecosystems, 5: 345-365.

DICKINSON, RE.; HENDERSON-SELLERS, A.; KENNEDY, PJ. & MF. WILSON (1986): Biosphere-Atmosphere Transfer Scheme (BATS) for the NCAR Community Climate Model. NCAR Technical Note. National Center for Atmospheric Research. Boulder, Colorado 69 S.

DIECKMANN, T. (1996): Die zentrale Datenbank und ihre Aufgaben innerhalb des Ökologischen Informationssystems. In: Breckling, B. & M. Asshoff (Hrsg.): Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung. EcoSys 4: 289-295.

DIBBERN, I. (2000): Ökologisch-ökonomische Modellierung von Landnutzungssystemen: ein Beitrag zur verbesserten Bewertung dauerhaft umweltgerechter Entwicklung in der Flächennutzung. Dissertation, Universität Kiel

DIU, B.; GUTHMANN, C.; LEDERER, D. & B. ROULET (1994): Grundlagen der statistischen Physik. Walter de Gruyter, Berlin, New York 1396 S.

DILLY, O. & JC. MUNCH (1997): Wechselbeziehungen zwischen mikrobiellen Gesellschaften und der organischen Substanz im Boden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85 (2): 675-678.

DILLY, O.; MOGGE, B.; KUTSCH, WL.; KAPPEN, L.; & JC. MUNCH (1997): Aspects of carbon and nitrogen cycling in soils of the Bornhöved Lake District: 1. Microbial characteristics and emissions of carbon dioxide and nitrous oxide of arable and grassland soils. Biogeochemistry 39: 189-205.

EBELING, W. & R. FEISTEL (1994): Chaos und Kosmos. Prinzipien der Evolution. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg

EBELING, W.; FREUND, J. & F. SCHWEITZER (1998): Komplexe Strukturen: Entropie und Information. B.G. Teubner Verlag Stuttgart, Leipzig 265 S.

EIGEN, M. (1987): Stufen zum Leben. Die frühe Evolution im Visier der Molekularbiologie. Piper, München, Zürich

FISCHER, HR. (1990): Selbstorganisation. Kritische Bemerkungen zur Begriffslogik eines neuen Paradigmas. In: Kratky, KW. & F. Wallner (Hrsg.): Grundprinzipien der Selbstorganisation. Darmstadt 156-181.

FLUCK, R. C. (1985): Energy sequestered in repairs and maintenance of agricultural maschinery. Trans. ASAE 28: 738-744.

FRÄNZLE, O. (1998a): Grundlagen und Entwicklung der Ökosystemforschung. In: Fränzle, O.; Müller, F. & W. Schröder (Hrsg.): Handbuch ÖSF - II-2.1.

FRÄNZLE, O. (1998b): Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. In: Fränzle, O.; Müller, F. & W. Schröder (Hrsg.): Handbuch ÖSF - V-4.3.

FRÄNZLE, O.; KUHNT, D.; KUHNT, G. & R. ZÖLITZ (1986): Auswahl der Haupforschungsräume für das Ökosystemforschungsprogramm der Bundesrepublik Deutschland. Forschungsbericht 10104043/02; Geogr. Inst. Univ. Kiel.

FÜRST, D. & H. KIEMSTEDT (1997): Umweltbewertung. In: Fränzle, O.; Müller, F. & W. Schröder (Hrsg.): Handbuch ÖSF - VI-3.4.

GARNIEL, A. (1988): Geomorphologische Detailaufnahme des Blattes L 1926 Bordesholm. Staatsexamensarbeit, Geogr. Inst. Universität Kiel.

GIVNISH, TJ. (1994): Does diversity beget stability? Nature 371: 113-114.

HÄCKEL, H. (1999) Meteorologie. Ulmer Verlag, Stuttgart 448 S.

HAMPICKE, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. UTB 342 S.

HERBST, M. (1997): Die Bedeutung der Vegetation für den Wasserhaushalt ausgewählter Ökosysteme. Dissertation, Universität Kiel 119 S.

HILDMANN, CH. (1999): Temperaturen in Zönosen zur Prozeßanalyse und zur Bestimmung des Wirkungsgrades: Energiedissipation und beschleunigte Alterung der Landschaft. Diss. TU Berlin, FB Umwelt und Gesellschaft, Mensch und Buch Verlag, Berlin

HÖRMANN,G.; IRMLER, U.; MÜLLER, F.; PIOTROWSKI, J.; PÖPPERL, R.; REICHE, E.-W.; SCHERNEWSKI, G.; SCHIMMING, C.-G.; SCHRAUTZER, J. & W. WINDHORST (1992): Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Abschlußbericht zur ersten Projektphase 1988-1991. EcoSys Bd. 1, 338 S.

HÖRMANN (schriftl. Mitteilung a): Bewirtschaftung der Versuchsflächen: Acker Banck. http://www.pz-oekosys.uni-kiel.de/~schorsch/banck.htm

HÖRMANN (schriftl. Mitteilung b): Projektdatenbank des Ökologie-Zentrums Kiel.

HUMMEL, JR. & RA RECK (1979): A global surface albedo model. J. Appl. Meteorol. 18: 239-253.

HYDRO AGRI DÜLMEN AG (Hrsg.) (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 12. Auflage.

JAX, K.; VARESCHI, E. & GP. ZAUPE (1993): Entwicklung eines theoretischen Konzeptes zur Ökosystemforschung Wattenmeer. UBA-Texte 47. Berlin

JEROCH, H. (1993): Futtermittelkunde. G. Fischer, Jena 510 S.

JØRGENSEN, SE. (1995): The application of ecological indicators to assess the ecological condition of a lake. Lakes and Reservoirs: Research and Management 1: 177-182.

JØRGENSEN, SE. (1997a): Integration of Ecosystem Theories: a Pattern. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London; 388 S.

JØRGENSEN; S.E. (1997b): Thermodynamik offener Systeme. In: Fränzle, O.; Müller, F. & Schröder, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Kapitel III-1.6, 21 S.

JØRGENSEN, S.E. (1997c): Möglichkeiten zur Integration verschiedener theoretischer Ansätze. In: Fränzle, O.; Müller, F. & Schröder, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Kapitel III - 1.8, 10 S.

JØRGENSEN, SE. (1998): Application of exergy und specific exergy as ecological indicators of coastal areas.

JØRGENSEN, SE. & F. MÜLLER (2000): Handbook of Ecosystem Theories. CRC Press 584 S.

JOHNSON, KH.; VOGT, KA.; CLARK, HJ.; SCHMITZ, OJ. & DJ. VOGT (1996): Biodiversity and the porductivity and stability of ecosystems. Tree 11: 372-377.

JÜRGENS-GESCHWIND, S. & J. ALTBROD (1981): Die Energiesituation der deutschen Landwirtschaft. BASF Mitteilungen für den Landbau. H. 1.

KAHL, W. & A. VOßKUHLE (1995): Grundkurs Umweltrecht. Spektrum Akademischer Verlag. 412 S.

KAREIVA, P. (1996): Diversity and sustainability on the prairie. Nature 379: 673-674.

KAY, JJ. (1984): Self Organisation in Living Systems. Dissertation, Universität Waterloo, Ontario, Kanada.

KAY, JJ. (2000): Ecosystems as self-organizing holarchic open systems: narratives and the second law of thermodynamics. In: Jørgensen, SE. & F. Müller (Hrsg.): Handbook of Ecosystem Theories. CRC Press 135-160.

KESSLER, A. & L. JAEGER (1999): Long-term changes in net radiation and its components above a pine forest and a grass surface in Germany. International Journal of Climatology 19:211-226.

KLEMM, O. (2000): Daten der Meßstation „Waldstein“ des BITÖK. Schriftl. Mitteilung.

KÖPPEN, W. & GEIGER, R. (1961): Die Klimazonen der Erde, nach Wandkarte. J. Perthes Verlag, Darmstadt.

KULLBACK, S., (1959): Information theory and statistics. N.-Y. Wiley 395 S.

KUTSCH, W.L. (1996): Untersuchung zur Bodenatmung zweier Ackerstandorte im Bereich der Bornhöveder Seenkette. EcoSys Sppl. Bd. 16. 125 S.

KUTSCH, WL.; STEINBORN, W.; HERBST, M.; BAUMANN, R.; BARKMANN, J. & L. KAPPEN (2001): Self-organisation in ecosystems: field-test of an ecosystem approach to quantify ecological integrity. Ecosystems, in Druck.

KUTSCH, WL.; ESCHENBACH, C.; DILLY, O.; MIDDELHOFF, U.; STEINBORN, W.; VANSELOW, R.; WEISHEIT, K.; WÖTZEL, J. & L. KAPPEN (2001): The carbon cycle of contrasting landscape elements of the Bornhöved Lakes District. In: JD. Tenhunen et al. (Hrsg.): Ecosystem Approaches to landscape Management in Central Europe. Ecological Studies 147. Springer Verlag.

KUTTLER, W.(Hrsg.) (1993): Handbuch zur Ökologie. Analytica Verlagsgesellschaft, Berlin

LAMPERT, W. & U. SOMMER (1993): Limnoökologie. Thieme Verlag 440 S.

LARCHER, W. (1995): Ökophysiologie der Pflanzen. 5. Auflage. UTB 394 S.

LEACH, G. (1976): Energy and Food Production. IPC Business Press Limited, Guildford.

LI, WH. & D. GRAUER (1991): Fundamentals of Molecular Evolution. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.

LOCKE-RETZ, W. (1980): Energy inputs for nitrogen, phosphorus and potash fertilizers. In: Pimentel, D. (Hrsg.): Handbook of Energy Utilization in Agriculture. CRC Press, Boca Raton 23-24.

LOEWER, OJ.JR.; BENOCK, G.; GAY, N.; SMITH, EM.; BURGESS, S.; WELLS, LC.; BRIDGES, TC.; SPRINGATE, L.; BOLING, J.A.; BRADFORD, G. & D. DEBERTIN (1977): Beef: Production of Beef with Minimum Grain and Fossill Energy Inputs, I, II, III Report to NSF, Washington D.C.

LOTKA, AJ. (1922): A contribution to the energetics of evolution. Natl. Acad. Sci. 147-155.

LUVALL, JC. & HR. HOLBO (1989): Measurements of short-term responses of coniferous forest canopies using thermal scanner data. Remote Sens. Environ. 27: 1-10.

MAGURRAN, AE. (1988): Ecological Diversity and Its Measurement. University Press, Cambridge. 179 S.

MALBERG, H. (1997): Meteorologie und Klimatologie. Springer Verlag Berlin, Heidelberg 354 S.

MARGALEF, R. (1968): Perspectives in Ecological Theory. The University of Chicago Press, IL.

MARQUES, JC.; PARDAL, MA.; NIELSEN, SN & SE. JORGENSEN (1997): Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. Ecological Modelling 102(1): 155-167.

McMURTREY, JE.; CHAPPELLE, EW.; DAUGHTRY, CST. & MS KIM (1993): Flourescence and reflectance of crop, residue and soil. J. Soil and Water Cons. 48(3): 207-213.

MEJER, ML & SE JØRGENSEN (1979): Energy and ecological buffer capacity. In: S.E. Jørgensen (Hrsg.): State-of-the-Art of Ecological Modelling. (Environmental Sciences and Applications 7). Proceedings of a Conference on Ecological Modelling, 28.8. - 2.9.1978 Copenhagen, International Society on Ecological Modelling, Copenhagen 829-846.

MONTEITH, JL. & H. UNSWORTH (1990): Principles of Environmental Physics. Edward Arnold, London 241 S.

MORTIMER, CE. (1987): Chemie. Thieme Verlag Stuttgart 660 S.

MÜLLER, F. & NIELSEN, SN. (1996): Thermodynamische Systemauffassungen in der Ökologie.

MÜLLER, F.; BRECKLING, B.; BREDEMEIER, M.; GRIMM, V.; MALCHOW, H.; NIELSEN, SN.; REICHE, E.W. (1997a): Ökosystemare Selbstorganisation. In: Fränzle, O.; Müller, F. & W. Schröder (Hrsg.): Handbuch ÖSF - III-2.4.

MÜLLER, F.; BRECKLING, B.; BREDEMEIER, M.; GRIMM, V.; MALCHOW, H.; NIELSEN, SN.; REICHE, E.W. (1997b): Emergente Ökosystemeigenschaften. In: Fränzle, O.; Müller, F. & W. Schröder (Hrsg.): Handbuch ÖSF - III-2.5.

MÜNCH, A. (1993): AKWA-M Programm-Dokumentation Version 2/93. Institut für Hydrologie und Meteorologie TU Dresden. 105 S.

MUDAHAR, MS. & TP. HIGNETT (1987): Fertilizer and energy use. In: Helsel, ZR. (Hrsg.): Energy in Plant Nutrition and Pest Control. Energy in World Agriculture 2. Elsevier,. Amsterdam 1-23.

NICOLIS, G. & PRIGOGINE, I. (1987): Die Erforschung des Komplexen - Auf dem Weg zu einem neuen Verständnis der Naturwissenschaften. - Piper, München, Zürich 384 S.

ODUM, EP. (1980): Grundlagen der Ökologie - Band 1: Grundlagen. 2. Auflage. Thieme Verlag, Stuttgart 476 S.

ODUM, EP. (1983): System Ecology. New York.

PALZ & CHARTIER (1980). Energy from Biomass in Europe. Applied Science Publisher 234 S.

PASLACK, R. (1991): Urgeschichte der Selbstorganisation: Zur Archäologie eines wissenschaftlichen Paradigmas. Vieweg Verlag, Braunschweig, Wiesbaden 211 S.

PETERSON, G.; ALLEN, CR.; & CS. HOLLING (1998): Ecological resilience, biodiversity and scale. Ecosystems 1: 6-18.

PIMENTEL, D, (1980): Handbook of Energy Utilization in Agriculture. CRC Press, Boca Raton

PIMENTEL, D. (1992): Energy inputs in production agriculture. In: BA. Stout. (Hrsg.): Energy in World Agriculture. Vol. 6: Energy in Farm Production. Elsevier Science Publishers, Amsterdam 13-28.

PLANCK, M. (1926): Über die Begründung des 2. Hauptsatzes der Thermodynamik. Sitzungsber. Berl. Akad. Phys.- Math. Klasse 453-463.

PLANCK, M. (1959): The Theory of Heat Radiation. Dover, New York 224 S.

POMEROY, LR. & JJ. ALBERTS, (1988): Concepts of Ecosystem Ecology. Ecological Studies 67. Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg 384 S.

PRIGOGINE, I. (1947): Etude thermodynamique des processus irréversibles. Liège

PRIGOGINE, I. & G. NICOLIS (1967): On symmetry breaking instabilities in dissipative systems. The Journal of Chemical Physics. 46: 3542-3550.

PRIGOGINE, I. & G. NICOLIS (1977): Self-Organisation in Nonequilibrium Systems. John Wiley and Sons, New York. 491 S.

PROJEKTGEMEINSCHAFT BIOENERGIETRÄGER (1995): Ganzheitliche Bilanzierung von nachwachsenden Energeiträgern unter verschiedenen ökologischen Aspekten. Materialband 1: Energetische Vorketten und Transporte; Materialband 2: Anbau nachwachsender Energeiträger.

REICHE, EW. (1991): Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffdynamik in Böden. Geographisches Institut der Universität Kiel. Kieler Geographische Schriften 79. 150 S.

REICHE EW. (1996): WASMOD – En Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen. Darstellung des aktuellen Entwicklungsstandes. EcoSys, Kiel, Bd. 4: 143-163.

RANT, Z. (1956): Exergie, ein neues Wort für die technische Arbeitsfähigkeit. Forsch. Ingenieurwesen. 22: 36-37.

RAUNER, JL (1976): Deciduous forests. In: JL. Monteith (Hrsg.): Vegetation and the Atmosphere Volume II. Academic Press, London, New York, San Francisco 241-261.

REINHARDT,GA.; HEIß, K.; HÖPFNER, U. & W. KNÖRR (1991): Energie- und CO_2-Bilanz von Rapsöl und Rapsölester im Vergleich zu Dieselkraftstoff. Studie des IFEU im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, F+E Nr. 104 08 508/02, Heidelberg.

ROSS, J. (1976): Radiative transfers in plant communities. In: JL. Monteith (Hrsg.): Vegetation and the Atmosphere Volume I. Academic Press, London, New York, San Francisco. 13 – 53.

SACH, W. (1997): Vegetation und Nährstoffdynamik unterschiedlich genutzten Grünlandes in Schleswig-Holstein. Dissertation, Universität Kiel 311 S.

SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik. 6. Auflage. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

SCHAEFER, M. & TISCHLER, W. (1983): Wörterbücher der Biologie - Ökologie. 2. Auflage. Fischer Verlag, Stuttgart 354 S.

SCHLEUß, U. (1992): Böden und Bodeneigenschaften einer norddeutschen Moränenlandschaft – Ökologische Eigenschaften, Vergesellschaftung und Funktionen der Böden im Bereich der Bornhöveder Seenkette. EcoSys Suppl. Vol. 2, 185pp.

SCHMIDT, R. (1995): Nachhaltigkeit agrarischer Nutzung. In: Nachhaltigkeit der Landnutzung: Grundlagen und Planungsmethoden in der Land- und Forstwirtschaft. Eberswalder forstwissenschaftliche Schriften. 1: 27-36.

SCHNEIDER, E. & JJ. KAY (1994): Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. Mathl. Comput. Modelling. Vol. 19. No. 6-8: 25-48.

SCHRÖDINGER, E. (1944): What is life? Cambridge UK, Cambridge University Press.

SCHUSTER, P. & K. SIEGMUND (1982): Vom Makromolekül zur primitiven Zelle. – Das Prinzip der frühen Evolution. In: W. Hoppe, W. Lohmann, H. Markl, H. Ziegler (Hrsg.): Biophysik. Springer, Berlin.

SHANNON, CE. & W. WEAVER (1963): The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press.

SHUTTLEWORTH, WJ. & JS. WALLACE (1985): Evaporation from sparse crops – an energy combination theory. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society 111: 839-855.

STEINBORN, W. & YM. SVIREZHEV (2000): Entropy as an indicator of sustainability in agro-ecosystems: North Germany case study. Ecological Modelling 133: 247-257.

STEPHAN, K.; MAYNINGER, F. (1990): Thermodynamik - Grundlagen und technische Anwendungen. Band 1: Einstoffsysteme. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York 508 S.

SVIREZHEV, YM. (1998): Thermodynamic indicators: how to use thermodynamic concepts in ecology? In: Müller, F. & M. Leupelt (Hrsg.) Eco Targests, Goal Functions and Orientors. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg 102 – 122.

SVIREZHEV, YM. & W. STEINBORN (2001): Exergy of solar radiation: information approach. Ecological Modelling, in Druck.

SZEICZ, G. (1975): Instruments and their exposure. In: JL. Monteith (Hrsg.): Vegetation and the Atmosphere Volume II. Academic Press, London, New York, San Francisco. 241-261.

TANSLEY, AG. (1935): The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology 16: 284-307.

TAYLOR, SE. (1979): Measures emissivity of soils in the Southeast United States. Remote Sens. Environ. 8:359-264.

TILMAN, D. & JA. DOWNING (1994): Biodiversity and stability in grasslands. Nature 367:363-365.

TRÜMPLER, D. (1995): Räumlich hochauflösende Untersuchungen zum anthropogenen Energiehaushalt im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Kiel. 92 S.

ULANOWICZ, RE. & BM HANNON (1987): Life and the production of entropy. Proceedings of the Royal Society of London 232: 181-192.

VENEBRÜGGE, G. (1996): Die Ableitung der reliefabhängigen kurzwelligen Strahlungsbilanz im Bornhöveder Seengebiet mit Hilfe eines GIS (ARC/INFO) EcoSys Suppl. Bd. 12, Kiel 197 S.

VERMA SB. (2000): AmeriFlux-Daten über einen Weizenacker in Oklahoma. Schriftl. Mitteilung. Universität Nebraska. School of Natural Resource Sciences, 244 L.W. Chase Hall, Lincoln, NE 68583-0728.

VETTER, H. (1952): Menge und Zusammensetzung der Ernterückstände bei den wichtigsten Kulturpflanzen und verschiedenen Fruchtfolgen auf Lehmboden und rohhumushaltigem Heidesand. Dissertation, Universität Kiel 217 S.

VON WILLERT, DJ.; MATYSSEK, R. & W. HERPPICH (1995): Experimentelle Pflanzenökologie. Thieme Verlag, Stuttgart, New York 344 S.

VON STAMM, S. (1994): Linked stomata and photosynthesis model for Corylus avellana (hazel). Ecological Modelling 75/76: 345-357.

VON WEIZÄCKER, CF. (1994): Aufbau der Physik. dtv, München 3. Aufl.

WACHENDORF, C. (1995): Eigenschaften und Dynamik der organischen Bodensubstanz ausgewählter Böden unterschiedlicher Nutzung einer norddeutschen Moränenlandschaft. EcoSys 13. 130 S.

WALL, G. (1977): Exergy: a Useful Concept within Resource Accounting. Report no. 77-42, Institute of Theoretical Physics, Chalmers University of Technology and University of Göteborg, S-412 96 Göteborg

WEISHEIT, K. (1995): Kohlenstoffdynamik am Grünlandstandort : untersucht an 4 dominanten Grasarten. Dissertation, Universität Kiel 141 S.

WERNER, A. (1996) Nachhaltigkeit der Landnutzung durch Integrierten oder Organischen Landbau? In: Nachhaltigkeit der Landnutzung: Grundlagen und Planungsmethoden in der Land- und Forstwirtschaft. Eberswalder forstwissenschaftliche Schriften. 1: 119-127.

WICKEN, JS. (1980): Thermodynamic theory of evolution. Journal of Theoretical Biology. 87: 9-23.

WOLKENSTEIN, MW. (1986): Entropie und Information. Moskau 148 S.

7 Zusammenfassung

Das „ökologisches Grundprinzip der Thermodynamik“ besagt, daß ein Ökosystem, welches einem Fluß von hochwertiger Energie (Exergie) ausgesetzt ist, diese Energie nutzt, um sich in einem selbstorganisierten Prozeß vom thermodynamischen Gleichgewicht zu entfernen (nach JØRGENSEN 1997c). Für die ökosystemare Umweltbewertung ist von Bedeutung, wie diese Selbstorganisations-Fähigkeit gemessen werden kann (KUTSCH et al. 2000).

Am Beispiel der Untersuchungs-Standorte des Bornhöved-Projektes (Ökologie-Zentrum der Universität Kiel) wurden verschiedene Ansätze zur thermodynamischen Analyse von Ökosystemen untersucht. Zur Quantifizierung der wichtigsten Ressource der Selbstorganisation, der Exergie, wurde eine neue Methode entwickelt, die in Analogie zur statistischen Deutung der Entropie entstand (SVIREZHEV & STEINBORN 2001). Anhand von Daten zur kurz- und langwelligen Ein- und Ausstrahlung wurde berechnet, wieviel Exergie verschiedene Ökosysteme aus der Strahlung aufnehmen können. Es konnte festgestellt werden, daß der Exergie-Fluß in Waldökosysteme signifikant höher ist als der Exergie-Fluß in Äcker oder Grünlandsysteme.

Einfachere Methoden, wie die Relative Exergie-Aufnahme (SCHNEIDER & KAY 1994) oder die Entropie-Bilanz (AOKI 1987), die im Rahmen der klassischen Thermodynamik anzusiedeln sind, zeigten sich weniger geeignet, um diese Unterschiede zu bestätigen.

Als integrierender Indikator für die Auswirkungen der Landnutzung auf Agrarökosysteme wurde ein Modell verwendet (SVIREZHEV 1998), mit dem die Entropie-Bilanz einer Fläche näherungsweise bestimmt werden kann. Als Ergebnis erhält man ein relatives Maß darüber, ob auf der betrachteten Fläche die Entropie zunimmt. Der Vergleich der Jahre 1988 und 1997 zeigt, daß die Entropie-Überproduktion auf nahezu allen Nutzflächen im Einzugsgebiet des Belauer Sees zurückgegangen ist. Allerdings ist auch 1997 noch überall eine Überproduktion von Entropie festzustellen.

Ob die verwendeten Methoden als Indikatoren für die Umweltbewertung eingesetzt werden können, kann noch nicht beantwortet werden. Dazu sind kontinuierliche Messungen notwendig, die eine Sukzession über längere Zeiträume beobachten. Erst dann kann beurteilt werden, ob die Selbstorganisation von terrestrischen Ökosystemen Tendenzen aufweist, die zum Beispiel zu einer Steigerung der Exergie-Aufnahme aus der Solarstrahlung führen.

8 Summary

The ecological law of thermodynamics states that a system that receives a through-flow of exergy (high quality energy) will utilise the energy to move away from thermodynamic equilibrium in a process of self-organisation (JØRGENSEN 1997c). The capacity of ecosystems to self-organise is under way to become an important concept in environmental assessment. (KUTSCH et al. 2000). But for this purpose it is necessary to quantify the capacity of self-organisation.

In the research sites of the Bornhöved-Project (Kiel Ecology Centre) several approaches of thermodynamic analysis of ecosystems were tested. A new method was developed in order to quantify the most important resource of ecological self-organisation: The exergy of solar radiation was assessed applying an approach analogous to the statistical interpretation of entropy (SVIREZHEV & STEINBORN 2001). Using data about short wave and long wave incoming and outgoing radiation, the solar exergy-flux into several ecosystems could be calculated. In comparison to crops and grassland ecosystems forests turned out to have a significantly higher ability to utilise the exergy of solar radiation.

Other methods like the relative exergy uptake (SCHNEIDER & KAY 1994) or the entropy balance (AOKI 1987) seem to be less suitable for a differentiation between different ecosystems.

As an integrating indicator of the effects of human activity on agroecosystems a model was used (SVIREZHEV 1998) providing a tool for the estimation of entropy balance. As a result we get a relative measure for different crops, which indicates weather the entropy of the site increases. A comparison of the years 1988 and 1997 showed that the overproduction of entropy decreased during these nine years on almost all fields in Lake Belau watershed. But still, there was an overproduction of entropy in 1997, too.

It is not sure yet weather the applied concepts can be used as ecological indicators in environmental assessment. Continuous measurements are necessary observing the process of succession for a long time. With these results it will be possible to decide weather the self organisation of terrestrial ecosystems shows tendencies towards (for example) an increase of exergy flux from solar radiation.

9 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schematische Darstellung der Strahlungsvorgänge an der Erdoberfläche.

Abbildung 2: Abhängigkeit des Exergie-Koeffizienten η_{Ex} vom Strahlungsbilanz-Koeffizienten η_R bei verschiedenen Werten für die Kullback-Information *K*.

Abbildung 3: Dreidimensionales Bild der Funktion $\eta_{Ex}(\eta_R, K)$.

Abbildung 4: Lage des Untersuchungsgebietes und des Schwerpunktraumes (Schernewski 1992).

Abbildung 5: Karten des Einzugsgebietes des Belauer Sees. Dargestellt sind die Nutzungsformen der Schläge in den Jahren 1988 und 1997 (nach Trümpler (1995) mit Daten von TRÜMPLER (1995) und DIBBERN (2000)).

Abbildung 6: Klimadiagramm für den Untersuchungsraum (Mittel der Stationen Eutin und Plön 1951-1980; Hörmann ET al. 1992; sowie Daten aus der Projektdatenbank des ÖZK (Hörmann, schriftl. Mitteilung b)

Abbildung 7: Lufttemperatur über dem Buchenwald im Schwerpunktraum des Bornhöved-Projektes (nach Hörmann, schriftl. Mitteilung b). Dargestellt sind Tagesmittelwerte, abgeleitet aus Stundenmitteln.

Abbildung 8: Bodentemperatur im Buchenwald in 5 cm Tiefe.

Abbildung 9: Bodentemperatur auf dem Acker in 5 cm Tiefe (nach HÖRMANN, schriftl. Mittlg. b).

Abbildung 10: Monatliche Niederschlagssumme im Untersuchungsgebiet (nach HÖRMANN, schriftl. Mitteilung b).

Abbildung 11: Monatssummen der Globalstrahlung im Untersuchungsgebiet (nach HÖRMANN, schriftl. Mitteilung b).

Abbildung 12: Monatssummen Strahlungsbilanz im Buchenwald (HÖRMANN, schriftl. Mittlg. b).

Abbildung 13: Monatssummen der Strahlungsbilanz auf dem Acker (nach HÖRMANN, schriftl. Mittlg. b). Fruchtfolge des Ackers: ´91: Futter-Rüben, ´92: Winter-Roggen, ´93 Silo-Mais, ´94/´95: Weidelgras, ´96: Hafer.

Abbildung 14: Monatliche Verdunstung im Buchenwald nach Modellen von HERBST (1997) UND REICHE (1996).

Abbildung 15: Monatliche Verdunstung auf dem Acker (Projektdatenbank (Hörmann, schriftl. Mittlg. b) bzw. REICHE (1996)).

Abbildung 16: Jahresgang der Photosynthese im Buchenwald des Forschungsraumes des Bornhöved-Projektes (nach einem Modell von KUTSCH et al. 2001).

Abbildung 17: Sommer-Tagesgänge zur Exergie-Berechnung für Buchenwald und Fruchtfolge-Acker (1994 mit Welschem Weidelgras). (a) Kurzwellige Einstrahlung und Reflexion E_s^{in} und E_s^{out} [W/m²], sowie Niederschlag [mm], (b) Langwellige Ein- und Ausstrahlung E_l^{in} und E_l^{out} [W/m²], (c) Exergie-Fluß und Strahlungsbilanz [W/m²], (d) Spezifische Exergie und spezifische Strahlungsbilanz, (e) Kullback-Information K.

Abbildung 18: Winter-Tagesgänge zur Exergie-Berechnung für Buchenwald und Fruchtfolge-Acker (1994/95 mit Welschem Weidelgras). (a) Kurzwellige Einstrahlung und Reflexion E_s^{in} und E_s^{out}

[W/m²], sowie Niederschlag [mm], (b) Langwellige Ein- und Ausstrahlung E_l^{in} und E_l^{out} [W/m²], (c) Exergie-Fluß und Strahlungsbilanz [W/m²], (d) Spezifische Exergie und spezifische Strahlungsbilanz, (e) Kullback-Information K.

Abbildung 19: Monatliche Exergie-Flüsse der Jahre 1991-96 im Buchenwald und auf dem Fruchtfolge-Acker. Auf dem Acker wurden die folgenden Feldfrüchte angebaut: Futter-Rüben (`91), Winter-Roggen (`92), Silo-Mais (`93), Welsches Weidelgras (1994/95) und Hafer (`96).

Abbildung 20: Monatliche Effizienz der Exergie-Flüsse (Quotient aus Exergie-Fluß und gesamter eingestrahlter Energie) der Jahre 1991 bis 1996 im Buchenwald und auf dem Fruchtfolge-Acker.

Abbildung 21: Zusammenhang zwischen der Brutto-Photosynthese des Buchenwaldes und dem Exergie-Fluß. Dargestellt sind Tages-Summen der Photosynthese und Tages-Mittelwerte des Exergie-Koeffizienten der Jahre 1991–96 (jeweils Mai bis Oktober).

Abbildung 22: Zusammenhang zwischen der Brutto-Photosynthese des Buchenwaldes und dem Exergie-Fluß. Dargestellt sind Tages-Summen der Photosynthese, geteilt durch Tages-Summen der Globalstrahlung und Tages-Mittelwerte des Exergie-Koeffizienten der Jahre 1991–96 (jeweils Mai bis Oktober).

Abbildung 23: Vergleich der Verdunstung nach REICHE (1996) mit dem Exergie-Fluß für Buchenwald und Acker. Dargestellt sind Tages-Summen der Verdunstung und Tages-Mittelwerte des Exergie-Flusses der Jahre 1991-96.

Abbildung 24: Vergleich der Verdunstung nach HERBST bzw. der Bowen-Verdunstung aus der Projektdatenbank mit dem Exergie-Fluß für Buchenwald und Acker. Dargestellt sind Tages-Summen der Verdunstung und Tages-Mittelwerte des Exergie-Flusses der Jahre 1991-96.

Abbildung 25: Vergleich der Verdunstung nach REICHE (1996) mit dem Exergie-Koeffizienten für Buchenwald und Acker. Dargestellt sind Tages-Summen der Verdunstung, geteilt durch die Strahlungsbilanz und Tages-Mittelwerte des Exergie-Koeffizienten der Jahre 1991-96.

Abbildung 26: Vergleich der Verdunstung nach HERBST bzw. der Bowen-Verdunstung aus der Projektdatenbank mit dem Exergie-Koeffizienten für Buchenwald und Acker. Dargestellt sind Tages-Summen der Verdunstung, geteilt durch die Strahlungsbilanz, und Tages-Mittelwerte des Exergie-Koeffizienten der Jahre 1991-96.

Abbildung 27: Jahresgang des Exergie-Koeffizienten η_{Ex} (Exergie pro gesamte Einstrahlung) im Verhältnis zum Strahlungsbilanz-Koeffizienten η_R (absorbierte Strahlung pro gesamter Einstrahlung). Die dargestellten Daten sind Mittelwerte der Jahre 1991-96.

Abbildung 28: Monatswerte des Exergie-Flusses und der Strahlungsbilanz verschiedener Standorte. Die Werte für den Kiefernwald bei Hartheim und die Wiese in Hamburg wurden aus dem Jahresmittel sowie den Werten für Juni und Dezember berechnet. Höher auflösende Daten waren der Literatur nicht zu entnehmen. Mit Hilfe der Cosinus-Funktion wurde aus diesen drei Werten eine Kurve entwickelt.

Abbildung 29: Jahres-Mittelwerte des Exergie-Koeffizienten im Verhältnis zu den jeweiligen Strahlungsbilanz-Koeffizienten. KW: Buchenwald Kiel, BW: Fichtenwald Bayreuth, HW: Kiefernwald Hartheim, HG: Hamburg Grünland, KA: Acker Kiel, OA: Oklahoma Weizen. Gestrichelte Linie: Exergie-Koeffizient, durchgezogene Linie: Kullback-Information.

Abbildung 30: Vergleich zweier Methoden zur Analyse der Exergie-Zufuhr in Ökosysteme durch die Solarstrahlung. Mittlere Monatswerte des Zeitraumes 1991 - 96. Links: relative Exergie-Aufnahme, berechnet aus den 10 stärksten Strahlungs-Ereignissen jedes Monats. Rechts: Exergie-Koeffizient, berechnet aus allen Stundenwerten. Beide Größen sind dimensionslos.

Abbildung 31:Vergleich der Trennschärfe der Exergie-Analyse nach SCHNEIDER & KAY bzw. nach SVIREZHEV & STEINBORN. Dargestellt sind mittlere Jahreswerte.

Abbildung 32: Relative Exergie-Aufnahme im Jahresgang unter Verwendung der Tageswerte aller Monate und Jahre.

Abbildung 33: Nach Jahreszeiten sortierte Entropie der Energie-Flüsse des Buchenwaldes und des Ackers für die Jahre 1991-95.

Abbildung 34: Zusammensetzung der landwirtschaftlichen Energie-Einträge. Mittelwerte aller Feldfrüchte für die Jahre 1988 und 1997.

Abbildung 35: Überproduktion von Entropie bei verschiedenen Feldfrüchten in den Jahren 1988 und 1997 im Einzugsgebiet des Belauer Sees.

Abbildung 36: Korrelation zwischen der gemessenen und der aus der Bestandes-Temperatur berechneten langwelligen Ausstrahlung am Beispiel der Meßstation „Waldstein“ des Bayreuther Instituts für Terrestrische Ökosystemforschung.

10 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Liste verschiedener Ökosystem-Eigenschaften (nach MÜLLER et al. 1997b)

Tabelle 2: An einem Sommertag mittags gemessene Daten zur Strahlungsbilanz verschiedener Ökosysteme (Luvall & HOLBO 1989, SCHNEIDER & KAY 1994).

Tabelle 3: Fruchtfolge des untersuchten Ackers A3 in den Jahren 1991 – 96 (Hörmann, schriftl. Mitteilung a).

Tabelle 4: Verteilung der Fruchtarten nach ihrem Anteil an den landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebietes des Belauer Sees 1988 und 1997 (nach TRÜMPLER 1995 und DIBBERN 2000).

Tabelle 5: Kenndaten zum Klima am Untersuchungsstandort (Hörmann et al. 1992; (Hörmann, schriftl. Mitteilung b).

Tabelle 6: Gemessene meteorologische Parameter und ggf. Montagehöhe der Sensoren.

Tabelle 7: Vollständigkeit der Datensätze, die an den beiden Meßstationen gemessen wurden. Die Zahlen beziehen sich auf die Jahre 1991 – 1996.

Tabelle 8: Ergebnisse der Regressions-Analysen zum Schließen von Meßlücken in den Rohdaten der Meßstationen Ackermast und Waldmast.

Tabelle 9: Mittlere monatliche Albedo in Schleswig-Holstein in Prozent der Globalstrahlung (aus VENEBRÜGGE 1996).

Tabelle 10: Mittlere monatliche Albedo in Norddeutschland in Prozent der Globalstrahlung (aus MÜNCH 1993).

Tabelle 11: Energetische Vorleistungen für die wichtigsten landwirtschaftlichen Produktionsmittel.

Tabelle 12: Brutto-Energiegehalte verschiedener Feldfrüchte bei einem durchschnittlichen Wassergehalt von 20% in MJ/kg (Jeroch 1993).

Tabelle 13: Stroh/Frucht- und Sproß/Wurzel-Verhältnisse verschiedener Feldfrüchte (Hydro Agri Dülmen AG 1993, WEISHEIT 1995, VETTER 1952, WACHENDORF 1995). Die Einheit dieser Quotienten ist kg TM/kg TM. Der Faktor *k* gibt an, wie groß der Anteil der geernteten Pflanzenteile an der gesamten Netto-Primärproduktion ist. Die Einheit von *k* ist J/J.

Tabelle 14: Jahresmittel verschiedener meteorologischer Größen. Im Wald fanden die Messungen in 36 m Höhe statt. Auf dem Acker wurden die Strahlungsdaten in 6 m Höhe und die Lufttemperatur in 2 m Höhe gemessen. Die Bodentemperatur wurde jeweils in 5 cm Tiefe erfaßt. Für 1996: Mittelwerte aus dem Zeitraum Januar bis Oktober.

Tabelle 15: Jährliche Verdunstung [mm] für den Buchenwald nach HERBST (1995) und REICHE (1996), sowie für den Acker (aus der PROJEKTDATENBANK (Hörmann, schriftl. Mitteil. b) und Reiche (1996)). Theoretisch mögliche Verdunstung, wenn die gesamte Strahlungsbilanz dafür verwendet wird.

Tabelle 16: Modellierte jährliche Brutto- und Netto-Photosynthese (BPP bzw. NPP) des Buchenwaldes.

Tabelle 17: Tagesmittelwerte der in Abbildung 17 dargestellten Parameter in W/m². Mittlere Temperatur in °C. Exergie-Koeffizient, Strahlungsbilanz-Koeffizient und Kullback-Information sind dimensionslos.

Tabelle 18: Tagesmittelwerte der in Abbildung 18 dargestellten Parameter in W/m². Mittlere Temperatur in °C. Exergie-Koeffizient, Strahlungsbilanz-Koeffizient und Kullback-Information sind dimensionslos.

Tabelle 19: Jahresmittelwerte des Strahlungsklimas und des Exergie-Flusses im Buchenwald und auf dem Acker in W/m². Mittlere Temperatur in °C. Die Werte für 1996 sind die Mittelwerte der Monate Januar bis Oktober.

Tabelle 20: Jahresmittelwerte des Strahlungsklimas und der dissipierten Exergie-Fluß aller untersuchter Standorte in W/m². Mittlere Temperatur in °C. Verhältnis von Exergie-Fluß und absorbierter Energie zur gesamten Einstrahlung (η_{Ex} bzw. η_R).

Tabelle 21: Entropie der verschiedenen Teilprozesse der Energie-Bilanz [MJ m-2 Jahr-1 K-1] im Untersuchungsgebiet des ÖZK 1991 – 1995. $S_{l\uparrow}$: langwellige Ausstrahlung, $S_{l\downarrow}$: Gegenstrahlung, S_{dr}: direkte solare Einstrahlung, S_{sc}: diffuse Himmelsstrahlung, S_{rf}: Reflexion, S_{evp}: Verdunstung, S_{sens}: fühlbarer Wärmestrom.

Tabelle 22: Energetische Ein- und Austräge auf den Nutzflächen im Einzugsgebiet des Belauer Sees für verschiedene Fruchtarten 1988 und 1997. Energetische Effizienz der Landbewirtschaftung (η) als Quotient zwischen Output und Input. Der Mittelwert wurde unter Berücksichtigung der Flächengrößen (vgl. Tabelle 4) berechnet.

Tabelle 23: Energetische Effizienz der Landbewirtschaftung, bezogen auf den gesamten Energie-Input *W* und auf die Haupt-Ernteprodukte.

Tabelle 24: Entropie-Bilanz (Überproduktion) σ in den Jahren 1988 und 1997 bei verschiedenen Feldfrüchten im Einzugsgebiet des Belauer Sees. Vergleich *zwischen* kritischem Eintrag Wcr mit *dem* aktuellen Eintrag W sowie *zwischen* nachhaltigem Ertrag ycr *und* aktuellem Ertrag *y*.

Tabelle 25: Einfluß der Albedo auf das Ergebnis der Exergie-Berechnung am Beispiel des Buchenwaldes.

Tabelle 26: Monatssummen der Verdunstung nach HERBST (1995) und nach REICHE (1996) [mm] sowie der daraus abgeleitete Korrekturfaktor für die Werte von HERBST für den Buchenwald sowie die Verdunstungsdaten aus der Projektdatenbank mit den Korrekturen nach REICHE.Tabelle 27: Stickstoffeinsatz für verschiedene Feldfrüchte im Einzugsgebiet des Belauer Sees und empfohlene Werte der Landwirtschaftskammer SH (1987).

Tabelle 27: Stickstoffeinsatz für verschiedene Feldfrüchte im Einzugsgebiet des Belauer Sees und empfohlene Werte der Landwirtschaftskammer SH (1987).

Tabelle 28: Liste der wichtigsten Düngemittel, die in den Jahren 1988 und 1997 im Einzugsgebiet des Belauer Sees zu Einsatz kamen (nach TRÜMPLER 1995).

Tabelle 29: Liste der wichtigsten im Untersuchungsgebiet eingesetzten Pestizide und der energetischen Bewertung in MJ/Liter Pflanzenschutzmittel (nach TRÜMPLER 1995).

11 Anhang

Tabelle 26: Monatssummen der Verdunstung nach HERBST (1995) und nach REICHE (1996) [mm] sowie der daraus abgeleitete Korrekturfaktor für die Werte von HERBST für den Buchenwald sowie die Verdunstungsdaten aus der Projektdatenbank mit den Korrekturen nach REICHE.

	Buchenwald			Acker		
Monat/Jahr	**HERBST**	**REICHE**	**REICHE/ HERBST**	**DATENBANK**	**REICHE**	**REICHE/ DATENBANK**
Jan-91	-1.2	10.8	-8.68	5	19	3.75
Feb-91	3.0	4.9	1.65	6	20	3.22
Mar-91	9.3	5.4	0.58	24	34	1.41
Apr-91	22.7	23.3	1.03	50	29	0.59
May-91	74.3	70.2	0.94	62	52	0.84
Jun-91	95.8	91.1	0.95	59	61	1.04
Jul-91	120.6	146.0	1.21	108	111	1.02
Aug-91	94.0	99.3	1.06	87	81	0.93
Sep-91	57.4	48.8	0.85	53	43	0.80
Oct-91	29.9	33.5	1.12	31	21	0.68
Nov-91	4.7	17.4	3.68	9	17	1.96
Dec-91	1.6	8.7	5.29	4	12	3.25
Jan-92	3.3	7.1	2.17	5	11	2.22
Feb-92	6.4	8.6	1.34	13	19	1.44
Mar-92	17.2	13.2	0.77	17	35	1.99
Apr-92	19.6	22.1	1.13	58	41	0.71
May-92	103.2	104.9	1.02	113	97	0.86
Jun-92	130.6	101.1	0.77	74	21	0.28
Jul-92	123.8	88.1	0.71	78	82	1.05
Aug-92	120.7	75.3	0.62	90	70	0.79
Sep-92	78.3	50.8	0.65	53	39	0.74
Oct-92	44.5	31.9	0.72	19	25	1.32
Nov-92	10.8	21.4	1.99	4	20	4.90
Dec-92	8.6	7.4	0.86	2	10	5.08
Jan-93	20.9	17.2	0.82	4	8	2.24
Feb-93	7.2	6.3	0.87	6	11	1.75
Mar-93	10.7	4.4	0.41	19	30	1.54
Apr-93	23.3	27.3	1.17	41	33	0.81
May-93	86.1	87.0	1.01	47	49	1.03
Jun-93	107.3	115.7	1.08	62	82	1.32
Jul-93	113.3	72.5	0.64	50	65	1.31
Aug-93	98.1	97.4	0.99	33	98	3.01
Sep-93	58.1	56.4	0.97	16	49	3.17
Oct-93	35.2	30.5	0.87	7	35	4.85
Nov-93	3.7	6.4	1.75	5	8	1.62
Dec-93	3.0	22.3	7.52	3	5	1.73
Jan-94	9.4	17.6	1.87	4	13	3.43
Feb-94	10.0	5.0	0.50	6	9	1.50
Mar-94	24.1	19.6	0.81	11	36	3.39
Apr-94	19.2	22.9	1.19	29	53	1.80
May-94	83.9	77.1	0.92	51	74	1.46
Jun-94	95.9	117.5	1.23	64	89	1.40

Jul-94	123.1	96.2	0.78	71	54	0.76
Aug-94	101.6	96.1	0.95	70	86	1.23
Sep-94	58.6	57.7	0.98	33	43	1.31
Oct-94	45.0	32.7	0.73	11	29	2.67
Nov-94	12.3	9.5	0.77	2	19	8.54
Dec-94	14.9	15.9	1.07	2	21	12.84
Jan-95	14.0	16.1	1.15	3	13	4.15
Feb-95	17.9	18.1	1.01	5	16	3.40
Mar-95	22.1	14.1	0.64	17	34	1.95
Apr-95	25.2	23.7	0.94	38	46	1.23
May-95	92.0	84.3	0.92	61	72	1.17
Jun-95	109.9	113.0	1.03	50	88	1.74
Jul-95	125.8	96.8	0.77	62	53	0.85
Aug-95	110.7	31.7	0.29	37	30	0.80
Sep-95	87.9	62.7	0.71	26	48	1.86
Oct-95	44.3	34.1	0.77	19	31	1.64
Nov-95	8.6	4.2	0.49	4	14	3.06
Dec-95	5.9	5.1	0.86	0	12	211.75
Jan-96	0.3	0.0	0.00	3	7	2.41
Feb-96	6.7	6.8	1.01	3	15	4.76
Mar-96	6.6	2.9	0.44	9	33	3.58
Apr-96	29.9	19.1	0.64	47	51	1.08
May-96	68.4	54.4	0.80	38	49	1.31
Jun-96	87.1	94.5	1.08	64	66	1.04
Jul-96	96.6	84.1	0.87	83	62	0.74
Aug-96	94.9	60.9	0.64	74	52	0.70
Sep-96	60.5	44.5	0.74	45	31	0.68
Oct-96	34.5	34.7	1.01	28	25	0.87

Tabelle 27: Stickstoffeinsatz für verschiedene Feldfrüchte im Einzugsgebiet des Belauer Sees und empfohlene Werte der Landwirtschaftskammer SH (1987).

Hauptfrucht	**N-Eintrag [kg/ha]**	**Empfohlene Werte [kg/ha]**
Bohnen	255	60
Grünland	256	100-300
Futterrüben	408	200
Mais	296	180
Hafer	143	60-90
Roggen	158,5	150-190
W-Gerste	240,4	130-190
S-Gerste	217,2	80-90
W-Weizen	242,3	150-225
Raps	304,7	160-220

Tabelle 28: Liste der wichtigsten Düngemittel, die in den Jahren 1988 und 1997 im Einzugsgebiet des Belauer Sees zu Einsatz kamen (nach TRÜMPLER 1995).

Düngemittel	**Nährstoff-Zusammensetzung**	**Gesamt-Energiegehalt in MJ/kg**
12/24	12N 24P	12.96
40er KKali	40K-6Mg	3.6
41er KKali	40K-5Mg	3.6
60er KKali	60K	5.4
Ammonphosphat	11N-52P	16.08
Ammonsulfatsaltpeter	26N	20.8
Basfolia		
Bittersalz		0
Diammonphosphat	18N-46P	20.84
Folicin-Cu		0
Harnstoff	46N	36.8
Kainit	12K-6Mg-24Na	1.08
Kalk	80CaO	0
Kalkammonsulfat	27N	21.6
Kalkmergel	48Ca-6Mg	0
Kieserit	27Mg	0
Kornkali	40N	32
Mangansulfat		0
Mehrnähr-Dünger	13N-13P-21K	14.11
Mehrnährst.Dü+B	13N-13P-21K0,1B	14.11
Monoammonphosphat	12N/52P	16.88
NP-Dünger	20N 20P	18.8
Solubor	27N	0
S-Rhe-Ka-Phos1	16P-20K	4.04
S-Rhe-Ka-Phos2	18P-24K	4.68
S-Rhe-K-P+Mg+B	12P-20K-4M0,15B	3.48
SSA	21N	16.8
Thomaskali1	16P-20K	4.04
Thomaskali2	10P-20K-3Mg	3.2
Triple-Phos		36.8
TripleSuperphosphat	46P	48
Urania-Kupfer-G	2,5Cu	
Volldünger	6N-20P-20K	9.4
Volldünger1	15N-15P-15K	15.45
Volldünger2	16N-16P-16K	16.48
Volldünger3	13N-13P-21K	2.99

Tabelle 29: Liste der wichtigsten im Untersuchungsgebiet eingesetzten Pestizide und der energetischen Bewertung in MJ/Liter Pflanzenschutzmittel (nach TRÜMPLER 1995).

Name	Wirkstoffe	MJ/l	Name	Wirkstoffe	MJ/l
Ähren-behandlung			Gesaprim	480g/l Atrazin	167
Ambush	250g/l Permethrin	78	Goltix	700g/lkg Metamitron	244
Anitop	333g/l Dichlorprop ; 50g/l Flurenol; 80g/l Ioxynil; 150g/l MCPA	213	Gropper	200g/kg Metasulfuron	70
Arelon	500g/l Isoproturon	174	Herbatox	150g/l Bentazon; 200g/l Dichlorprop	122
Arelon Kombi	300g/l Isoproturon; 400g/l Mecoprop-Salz	244	Herbogil	105g/l 2,4-D; 420g/l Dichloprop	183
Aresin	470,5g/l Monolinuron	164	Laddok	200g/l Atrazin; 200g/l Bentazon	139
Atrazin	500g/l Atrazin	174	Lasso	480g/l Alachlor	167
Atrazin 500 Fl	500g/l Atrazin	174	Lentagran	450g/l Pyridat	157
Atrazin Fl 50	480g/l Atrazin	167	M/P-Mittel:Aacombin	200g/l MCPA; 279g/l Mecoprop	167
Banvel M	30g/l Dicamba; 340g/l MCPA	132	MCPP (Mecoprop)	560g/l Mecoprop	195
Basagran	480g/l Bentazon	167	Metasystox	250g/l Oxydemeton-methyl	78
Basagran DP	260g/l Bentazon; 340g/l Dichlor-prop	209	Oleo	370g/l Atrazin	129
Basagran Ultra	150g/l Bentazon; 50gl Ioxynil; 280g/l Dichlorprop	167	Parathion	500g/l Parathion	156
Betanal	157g/l Phenmedipham	55	Pendiron	300g/l Chlortoluron; 200g/l Pendimethalin	174
Betanal Combi	170g/l a.S.	59	Perfekthion	400g/l Dimeththoat	124
Betanal Tandem	94g/l Ethofumesat; 97g/l Phenmedipham	66	Pirimor	500g/kg Primicarb	156
Butisan	500g/l Metazachlor	174	Pradone Combi	500g/l Cabetamid; 250g/l Dimefuron	261
Butisan S	500g/l Metazachlor	174	Prim extra	162g/l Atrazin; 330g/l Metolachlortulorin	171
Calixin	750g/l Tridemorph	154	Pyramin WG	650g/kg Chloridazon	226
Cercobin	500g/l Thiophanat-methyl	103	Ripcord	400g/l Cypermethrin	124
Cercobin FL	500g/l Thiophanat-methyl	103	Ronilan	500g/l Vinclozolin	103
Cercobin fl.	500g/l Thiophanat-methyl	103	Roundup	360g/l Glyphosphat	125
Cercobin N	500g/l Thiophanat-methyl	103	Sambarin	375g/l Chlorthalonil; 62,5g/l Propiconazol	90
Cerone	480g/l Ethephon	136	Simbo	300g/l Fenpropimorph; 125g/l Propiconazol	87
Certrol H	120g/l Ioxynil; 360g/l MCPP-Ester	167	Sportak	400g/l Prochloraz	82
Colt	125g/l Triademenol; 375g/l Tridemorph	103	Sportak alpha	80g/l Carbendazim; 300g/l Prochloraz	78
Concert	682g/kg Tiefensulfuron-Methyl; 68,2g/kg Metsulfuron-	261	Starane	180g/l Fluroxypyr	63

	Methyl				
Corbel	750g/l Fenprobimorph	154	Stentan-Pack	36% StompSC (400g/l Pendimethalin) 64% Gardoprimplus (333g/l Metolachlor; 167g/l Terbuthylazin)	153
Cycocel	357g/l Chlormequat	101	Stomp	330g/l Pendimethalin	115
Decis	25g/l Deltamethrin	8	Sumisclex	700g/l Procymidon	144
Decis WP	50,4g/kg Deltamethrin	16	Terpal	237g/l Chlormequat; 155g/l Ethephon	111
Derosal	594g/l Carbendazim	122	Terpal C	237g/l Chlormequat; 155g/l Ethephon	111
Desmel	250g/l Propiconazol	51	Torak	432g/l Dialifos	134
Dicuran	700g/l Chlortoluron	244	Tramat	200g/l Ethofumesat	70
Duplosan	600g/l Mecoprop P	209	Tramat 500	500g/l Ethofumesat	174
Duplosan KV	600g/l Mecoprop P	209	Tribunil	700g/lMethabenzthiaturon	244
Dyrene	480g/l Anilazin	98	Tristar	100g/l Bromoxynil; 100g/l Fluroxypyr; 100g/l Ioxynil	104
Dyrene C	480g/l Anilazin	98	U 46	500g/l a.S.	174
E 605 Combi	175g/l Parathion; 200g/l Oxydemeton-methyl	117	U 46 Combi-Fluid	500g/l a.S.	174
Elancolan	480g/l Trifluralin	167	U46 KV	500g/l a.S.	174
Fusilade	250g/l Fluazifop-Butyl	87	Zitan-Pack	69% Gardoprimplus (333g/l Met-olachlor; 167g/l Terbuthylazin) 31% Lentagran (450g/l Pyridate)	169

Hiermit erkläre ich, daß die vorgelegte Dissertation - abgesehen von der Beratung durch meine akademischen Lehrer - nach Inhalt und Form meine eigene Arbeit ist. Ferner erkläre ich, daß sie weder ganz noch in Teilen einer anderen Stelle im Rahmen eines Prüfungsverfahrens vorgelegen hat, veröffentlicht worden ist oder zur Veröffentlichung eingereicht wurde.

Dipl. Biol. Wolf Steinborn
Theodor-Storm-Str. 15
24116 Kiel
wolf-s@ecology.uni-kiel.de

Lebenslauf

Geboren:	28.04.1970 in Kiel
Familienstand:	ledig
Staatsangehörigkeit:	deutsch
27.05.1989	Abitur in Heikendorf
10/89 - 09/90	Wehrdienst bei der Marine in Flensburg
10/90 - 09/96	Studium der Biologie an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel Fächer: Botanik (Hauptfach), Biochemie, Limnologie, Umweltrecht
08/95 - 07/96	Diplomarbeit: "Respiration von Achsenorganen bei *Alnus glutinosa*“
05.09.1996	Abschluß zum Diplom-Biologen.
Seit 04/96	Promotion: "Quantifizierung von Ökosystemeigenschaften als Grundlage für die Umweltbewertung" Doktorvater: Prof. Dr. L. Kappen.
	Stipendiat des Graduiertenkollegs "Integrative Umweltbewertung" am Ökologiezentrum der Universität Kiel.
04/99-07/2000	Forschungsaufenthalte am „Potsdam Institut für Klimafolgenforschung“ (PIK)