

Landnutzungsbedingte Veränderungen des oberirdischen Standing Crop und Turnover als Indikatoren für gesellschaftliche Eingriffe in terrestrische Ökosysteme – Das Beispiel Österreich

Karl-Heinz ERB

Seit der Entwicklung der Landwirtschaft versucht die Gesellschaft, durch Eingriffe in die Ökosysteme die Produktion an nutzbarer Biomasse gezielt zu erhöhen und sich diese „anzueignen“. Eine Folge dieser „gesellschaftlichen Aneignung von Nettoprimärproduktion“ ist die Verminderung des Standing Crop und die Beschleunigung des Turnovers der Biomasse. Vorliegende Arbeit quantifiziert am Beispiel Österreichs den gesellschaftlichen Einfluß auf diese beiden Parameter für die einzelnen Landnutzungstypen anhand einer Gegenüberstellung von aktueller und hypothetischer natürlicher Vegetation. Die aktuelle Vegetation erreicht mit 0,8 Gt Trockenmasse (0,36 Gt C bzw. 15,7 EJ) nur mehr 36 % des Standing Crop der potentiellen Vegetation und zeigt eine Beschleunigung des Turnovers um 240 %. Die Beeinflussung von Standing Crop und Turnover unterscheidet sich in verschiedenen Vegetationstypen erheblich. Diese Top-down-Parameter werden hinsichtlich ihrer Eignung als Indikatoren für gesellschaftliche Eingriffe in terrestrische Ökosysteme diskutiert und dem Bottom-up-Konzept der Hemerobie gegenübergestellt.

ERB K.-H., 2001: Land-use induced changes of the aboveground standing crop and turnover as indicators for anthropogenic interventions in terrestrial ecosystems – the case of Austria.

Since the beginning of agriculture society aims at increasing and harnessing the production of usable biomass through interventions in ecosystem processes. This "human appropriation of net primary production" leads to a reduction of the standing crop and an acceleration of the turnover of the biomass. This study quantifies the human impact on these two parameters for the single land-use classes in Austria by comparing the actually prevailing and the hypothetical natural vegetation. With 0.8 Gt dry matter biomass (0.36 Gt C, 15.7 EJ) the actual vegetation reaches only 36 % of the standing crop of the potential vegetation and shows an acceleration of the turnover by 240 %, with considerable variations for the individual vegetation types. These top-down parameters are discussed with regard to their applicability as indicators for societal interventions in terrestrial ecosystems and compared to the bottom-up concept of hemeroby.

Keywords: human appropriation of net primary production, standing crop, biomass, turnover, top-down concept, bottom-up concept.

Einleitung

Während sich menschliche Gesellschaften in prähistorischen Zeiten in den natürlichen Haushalt mehr oder weniger harmonisch eingefügt haben, folgte seit der Entwicklung der Landwirtschaft eine immer stärkere Umgestaltung der Ökosysteme. Aufgrund der dichten Besiedelung und der bereits Jahrtausende andauernden

Nutzung der Landökosysteme findet man heute in Europa fast ausschließlich Kulturlandschaften vor, die großenteils durch eine intensive gesellschaftliche Bewirtschaftung gekennzeichnet sind. „Kulturlandschaft“ muß daher als Resultat des Zusammenwirkens natürlicher ökosystemarer Prozesse und der gesellschaftlichen Steuerung dieser verstanden werden.

Viele gesellschaftliche Eingriffe in den natürlichen Energiehaushalt können mit dem theoretischen Konzept des „gesellschaftlichen Metabolismus“ (FISCHER-KOWALSKI & HABERL 1993) gefaßt werden: der Mensch greift in den natürlichen Energiefluß ein, entzieht dem natürlichen System Energie und Material – z. B. bei der Ernte –, wandelt diese um und gibt sie in veränderter Form wieder ab. Dieses Konzept des gesellschaftlichen Metabolismus allein reicht jedoch nicht aus, um Eingriffe der Gesellschaft in ihrer Gesamtheit zu erfassen (l. c.). Um nämlich den Metabolismus aufrecht zu erhalten und gegebenenfalls auszuweiten, verändern Gesellschaften den natürlichen Haushalt und halten ihn in einem Zustand, der sich vom Zustand ohne menschliche Eingriffe unterscheidet. Durch diese „kolonisierenden“ Eingriffe versucht die Gesellschaft, die Produktion an nutzbarer Biomasse zu erhöhen, wenngleich die gesamte ökologische Produktion (z. B. die Nettoprimärproduktion – NPP) dadurch auch abnehmen kann. Als Folge unterschiedlicher Kolonisierungsstrategien entstehen unterschiedliche Flächenbedeckungstypen, die in ihrer Gesamtheit die Kulturlandschaft prägen.

Der Indikator „Gesellschaftliche Aneignung von Nettoprimärproduktion“ („Human Appropriation of Net Primary Production“ – HANPP) (vgl. VITOUSEK et al. 1986, WRIGHT 1990, HABERL 1995) bringt die Veränderungen und Umstrukturierungen der natürlichen – energetischen wie materiellen – Prozesse durch die Eingriffe der Gesellschaft zum Ausdruck. Wie Untersuchungen zeigen (vgl. HABERL 1995, SCHULZ 1999), führt der Prozeß der HANPP in Industriegesellschaften nur zu einer relativ geringen Verminderung der NPP, da die NPP selbst als Energie- und Rohstoffquelle von zentralem Interesse des gesellschaftlichen Metabolismus ist. Diese Aufrechterhaltung der ökologischen Produktion durch Kolonisierungsstrategien bei gleichzeitiger Modifikation des gesamten ökologischen Systems bewirkt jedoch eine bedeutende Reduktion des Standing Crop und damit des Kohlenstoffvorrats der Vegetation.

Die quantitative Analyse des anthropogenen Einflusses auf diese beiden Parameter soll einen Beitrag zur Nachhaltigkeitsdiskussion liefern. Wenn „Nachhaltigkeit“ als natur- und sozialverträgliche Entwicklung der Gesellschaft verstanden wird, welche die dauerhafte Erhaltung oder Herstellung der Lebensgrundlagen auch für zukünftige Generationen sicherstellt (Bundesministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst 1995), so ist es ein Anliegen, „Instrumente“ zu entwickeln, die die Fortschritte in der Nachhaltigkeitspolitik erfassen oder sogar „messen“ können. Diese „Instrumente“ sind Indikatoren, die in quantitativer Form die Messung gesellschaftlicher, wirtschaftlicher und ökologischer Phänomene erlauben. Die in dieser Untersuchung quantifizierten Parameter werden als Indikatoren für gesellschaftliche

Eingriffe in den Naturhaushalt herangezogen. Gesellschaftliche Eingriffe („pressures upon the environment“) werden damit anhand ihrer Folgen, also anhand von den durch sie induzierten Zustandsveränderungen, beschrieben.

Definitionen, Material und Methoden

Ziel dieser Untersuchung ist die Quantifizierung des menschlichen Einflusses auf den Standing Crop in Österreich, in disaggregierter Form für alle rund 2300 Gemeinden für das Jahr 1990.

Standing Crop umfaßt definitionsgemäß die funktionale Gesamtheit der lebenden Organismen auf einer Flächeneinheit (BEGON et al. 1990). In Ökosystemen sind Energiefluß und Nährstoffkreislauf untrennbar aneinander gekoppelt, da die Speicherung der Energie innerhalb der Ökosysteme in Form von Materie erfolgt und Energie auch nur in materiell gebundener Form den einzelnen trophischen Ebenen zugänglich ist. Damit ist in natürlichen Systemen die „working substance“, nämlich das organische Material, auch die Energiequelle für die eigene Transformation. Dem Standing Crop kommt daher besondere Bedeutung innerhalb der Ökosysteme zu: Wenn die Energie als die „Währung“ der Ökosysteme aufgefaßt werden kann (ODUM 1983), so kann der Standing Crop als Kapitalressource, die vom Einkommen (Primärproduktion) aufrecht erhalten wird (BEGON et al. 1990), betrachtet werden.

Da die Datenbasis bezüglich des unterirdischen Standing Crop jedoch äußerst unsicher ist (ULRICH et al. 1981, SOLLINS et al. 1981, WBGU 1998), bezieht sich diese Studie ausschließlich auf den oberirdischen Standing Crop. Die Biomasse der Konsumenten und Destruenten erfährt ebenfalls keine Berücksichtigung, da sie im Vergleich zur Biomasse der Vegetation vernachlässigbar klein ist (vgl. MCNAUGHTON et al. 1989).

Das Verhältnis von Biomasse (Bestand, Standing Crop) zu Produktion („Durchsatz“ an Energie) wird als „Turnover“ oder als „biomass accumulation ratio“ (BAR) beschrieben. Diese Rate drückt die Zeitspanne aus, für die organisches Material bzw. Energie in verschiedenen Geweben verbleibt oder, als Reziprokwert, die „Umsatzrate“. Damit stellt laut TITLYANOWA & MIRONYCHEVA-TOKAREVA (1990) der biologische Turnover den Anfangspunkt der Nährstoffzyklen dar.

Die Berechnungen des oberirdischen Standing Crop erfolgen in jeweils drei Einheiten: in Trockenmasse [kgTM/m^2], in Energieeinheiten [MJ/m^2] – aufgrund kalorischer Brennwerte – und in Kohlenstoffgehalt der Biomasse [kgC/m^2]. Letzterer wurde mit 45 % der Trockenmasse angenommen.

Zur Abschätzung des oberirdischen Standing Crop für eine vielgestaltige Landschaft kann nicht auf funktionale Modelle zurückgegriffen werden. Daher wird in dieser Studie ein zweistufiger Modellansatz verfolgt:

- (1) Aufteilung der Landfläche in Flächenkategorien mit ähnlichem vegetationsökologischen Charakter und
- (2) Quantifizierung des „Inventars“ für diese Flächen.

Da die vorliegende Untersuchung den Einfluß des Menschen auf die terrestrischen Ökosysteme quantifizieren soll, wird im Rahmen des „Top-down-Ansatzes“ dem Status quo, also dem gegenwärtigen Zustand, ein „Referenzwert“ gegenübergestellt, der hypothetischen Charakter hat und – gedanklich – den menschlichen Einfluß ausschließt. Diesen Referenzwert bildet die „hypothetische natürliche Vegetation“.

Unter der hypothetischen natürlichen Vegetation wird hier jene Pflanzendecke verstanden, die sich ohne jegliche menschliche Einflußnahme auf einer geographischen Einheit gebildet bzw. erhalten hätte. Während die aktuelle Vegetation durch die Summe der natürlichen und der anthropogenen Einflüsse und Rahmenbedingungen bestimmt ist, ist die hypothetische natürliche Vegetation allein durch „natürliche“ Gegebenheiten bedingt. Diese Definition unterscheidet sich vom aktualistischen Ansatz TÜXENS (1956) in bezug auf irreversible Standortänderungen, ein Unterschied, der aufgrund der Erhebungsgenauigkeit jedoch nicht ins Gewicht fällt. Die Berechnung des hypothetischen Standing Crop beschränkt sich nämlich auf die zonale Vegetation. Ausgangspunkt der Berechnung ist die Annahme, daß die hypothetische natürliche Vegetation aus Klimaxgesellschaften besteht (REICHLÉ et al. 1975, SHUGART 1984, SPRUGEL 1985). Unter der Waldgrenze bilden Wälder die Klimax- bzw. Schlußgesellschaften, darüber (alpine und nivale Zone) dominieren alpine Rasen und Matten bzw. die Fels- und Nivalvegetation.

Für die Modellierung des Standing Crop der Wälder wurde eine Regressionsgleichung, die den Standing Crop als abhängige Variable von der Spezies (dominierende Art des Bestandes) und vom Alter des Bestandes ausweist, ermittelt (WOODWELL & WHITTAKER 1968, SATOO 1970, SHUGART 1984, RICKLEFS 1990). Die Daten wurden aus IBP Primärquellen (CANNELL 1982) und österreichspezifischen Primärerhebungen (SCHOPFHAUSER 1992, BLAY 1989, PERTLIK 1982) gewonnen. Eingang in die Berechnung fanden nur Primärdaten, die klimatische Ähnlichkeit mit Gesamt-Österreich aufwiesen. Da aus dem Datenmaterial keine Abhängigkeit des Standing Crop von makroklimatischen Bedingungen (Jahresdurchschnittstemperatur und mittlerer Jahresniederschlag) ersichtlich war, konnten funktionale Modelle keine Anwendung finden.

Für die Regressionsgleichung wurde folgende logistische Funktion mit der Asymptote K als Höchstwert des Standing Crop herangezogen (RICKLEFS 1990):

$$f(t) = \frac{K}{1 + be^{-rt}}$$

Dabei ist K der maximal erreichbare Standing Crop, b ein Regressionsfaktor, r der Wachstumsfaktor und t das Alter des Bestandes. Die Ergebnisse der Regressionsberechnungen für die einzelnen Waldarten (unter Angabe der dominierenden Art) sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tab. 1: Standing Crop der zonalen Wälder (benannt nach der dominanten Art) der hypothetischen natürlichen Vegetation. – Standing crop of the zonal forests (according to the dominant species) of the potential vegetation.

Vegetationstyp	Standing Crop		
	[kg/m ² TM]	[kg C/m ²]	[MJ/m ²]
Eiche	29,0	13,05	559,7
Buche	30,3	13,64	584,8
Tanne	43,8	19,71	862,9
Fichte, montan	28,5	12,83	561,5
Fichte, subalpin	18,4	8,28	369,8

Quelle: eigene Berechnung

Oberhalb der hochsubalpinen Höhenstufe, welche die Waldgrenze bildet, liegt die alpine Höhenstufe. Die Vegetation dieser Zone ist durch ein Mosaik von Zwergstrauchgesellschaften und alpinen Rasen charakterisiert. Aufgrund der hohen Streuung der Werte für den Standing Crop der alpinen Vegetationseinheiten (vgl. ERB 1999) wurde in Anlehnung an PAULSEN (1995) ein Wert von 1 kg Trockenmasse/m² gewählt. Über 2800 m Seehöhe bestimmen Gletscher und Fels die Bodenbedeckung. Obwohl auch hier, wenn auch nur eine geringe, Vegetation angenommen werden kann, wurde der Biomassebestand dieser Höhenstufe mit 0 angesetzt.

Die Standing-Crop-Werte wurden auf Gemeindeebene unter Verwendung eines dreidimensionalen Flächenmodells berechnet, das die Möglichkeit einer eindeutigen Flächenzuweisung charakteristischer Vegetationstypen liefert. Diese beruht auf der Verschneidung zweier Modelle:

- Ein **Wuchsbezirkmodell** teilt Österreichs Fläche in vier Wuchsbezirke ein (Inneralpen, Zwischenalpen, Randalpen, Alpenvorländer; nach MAYER 1974, OZENDA 1988, ÖSTAT & FVBA 1995), denen die rund 2 300 Gemeinden (Stand 1990) zugewiesen werden.
- Für die vier Wuchsbezirke findet jeweils ein eigenes **Höhenstufenmodell** (mit spezifischen ökologischen Höhenstufengrenzen) Anwendung.

Die Zuweisung der Vegetationstypen mit den zugehörigen Standing-Crop-Werten ist in Tabelle 2 dargestellt.

Die aktuelle Vegetation Österreichs besteht aus einem Mosaik von Vegetationstypen, die durchwegs anthropogen geprägt sind. Diese Vegetationstypen, wie z. B. die Ackerflächen, weisen teilweise extreme Dynamiken des Standing Crop auf, die im Laufe einer Vegetationsperiode von vegetationslos bis zur Ausbildung eines „peaks“, der maximalen oberirdischen Biomasse, reichen können. Die Erhebung der aktuellen oberirdischen Biomasse wird in dieser Arbeit auf die Berechnung dieses „peaks“ beschränkt.

Tab. 2: Vegetationseinheiten der Wuchsgebiete und Höhenstufen Österreichs und deren Standing Crop der hypothetischen natürlichen Vegetation. – Vegetation units of ecozones and elevation classes and its related potential standing crop.

	bis 600 m	600-1400 m	1400-1800 m	1800-2200 m	2200-2800 m	über 2800 m
	kolline bis submontane Stufe	sub-, tief- bis hochmontane Stufe	tiefsubalpine Stufe	hoch-sub-alpine Stufe	alpine Stufe	nivale Stufe
Anteil an Österreich	HS1 40,4 %	HS2 34,5 %	HS3 10,6 %	HS4 7,3 %	HS5 5,0 %	HS6 0,9 %
Inneralpen 15,2%	Eichen-mischwälder	Fichtenwälder	Fichtenwälder	Lärche-Zirbe	alpine Rasen	ohne Vegetation
SC	29,0 kg/m ²	28,5 kg/m ²	18,4 kg/m ²	12,7 kg/m ²	1 kg/m ²	0 kg/m ²
Zwischenalpen 18,3%	Eichen-mischwälder	Fichten-Tannenwälder	Fichtenwälder	Lärche-Zirbe, alpine Rasen	alpine Rasen	ohne Vegetation
SC	29,0 kg/m ²	36,1 kg/m ²	18,4 kg/m ²	8,8 kg/m ²	1 kg/m ²	0 kg/m ²
Randalpen 31,3%	Eichen-mischwälder, Buche	Fichten-Tannen-Buchenwälder	Fichtenwälder, Latsche	alpine Rasen	alpine Rasen	
SC	29,7 kg/m ²	34,2 kg/m ²	14,6 kg/m ²	1 kg/m ²	1 kg/m ²	0 kg/m ²
Vorländer 35,2%	Eichen-mischwälder, Buche	Fichten-Tannen-Buchenwälder				
SC	29,7 kg/m ²	34,2 kg/m ²				

Quelle: eigene Berechnungen. SC = Standing Crop, HS = Höhenstufe.

Ausgangspunkt der Standing-Crop-Erhebung der aktuellen Vegetation stellt die Einteilung der Fläche Österreichs in „Subsysteme“ dar. Maßgebend für diese Gliederung ist die Bodennutzungserhebung Österreichs für das Jahr 1990 (ÖSTAT 1991), die eine Vielzahl von Landnutzungskategorien und deren Flächen auf Gemeindeniveau liefert. Aus diesen und anderen statistischen Quellen (z. B. Grundstückdatenbank, Sonderauswertung Almerhebung) wurden die Flächen von fünf Großkategorien, nämlich Ackerland (als Summe von rund 30 sogenannten „Kulturarten“ als eigentliche Kategorien), Grünland (Wiesen, Weiden, Nieder- und Mittelalmen, Brachen), Gartenland, Hochalmen, Bau- und Verkehrsflächen gewonnen.

Die Flächenwerte des Waldes und der alpinen Urvegetation beruhen nicht auf statistischen Quellen, sondern wurden errechnet. Diese Vorgehensweise dient der Minimierung der Fehler, die sich bei der Flächenaufteilung durch verschiedene statistische Quellen ergeben, und trägt dem methodischen Ansatz der Bodennut-

zungserhebung Rechnung.¹ Dabei wurden in Anlehnung an HABERL (1995) naturräumliche und statistische Informationen, nämlich Höhenstufen und Bodennutzung, miteinander verknüpft: die Kategorien Ackerland, Grünland und versiegelte Flächen wurden „von unten nach oben“ in die Höhenstufen eingefügt, d. h. es wurde angenommen, daß diese Nutzungskategorien unterhalb des Waldes liegen. Der Restbetrag in den Höhenstufen 1 bis 3 wurde als Waldfläche angenommen. Die Höhenstufe 4 umfaßt Wälder, Hochalmen und alpine Urvegetation. Deren jeweilige Flächenanteile wurden auf Gemeindeebene unter Bezugnahme auf den jeweiligen Wuchsbezirk und unter Berücksichtigung der anthropogenen Absenkung der Waldgrenze (ELLENBERG 1996, MAYER & OTT 1991, ZWITKOWITZ 1974) auf analoge Weise ermittelt.

Der Standing Crop der Wälder wurde aus Angaben der Bundesforstinventur (SCHIELER et al. 1996) über den Holzbestand der einzelnen Forstinspektionen ermittelt und auf die politischen Bezirke „umgerechnet“. Mit Hilfe von Expansionsfaktoren, die Parameter zur Ermittlung der Laub- bzw. Nadel-, der Zweig- und der Fruchtbiomasse enthalten, wurde aus dem reinen Derbholzbestand [in Vorratsfestmeter] die Baumbiomasse ermittelt. Die Expansionsfaktoren wurden aus dem bei der Ermittlung des Standing Crop der hypothetischen natürlichen Vegetation aufgenommenen Datensatz nach Baumarten und Altersklassen gewonnen (BURSCHEL et al. 1993, CANNELL 1982, KÖRNER et al. 1993, MITSCHERLICH 1975, PAULSEN 1995). Mit Hilfe von aus denselben Datenquellen gewonnenen Faktoren wurden aus der Baumbiomasse der Unterwuchs und damit die Waldbiomasse ermittelt. Berücksichtigung fanden ebenfalls Waldlücken und Strauchflächen (SATTLER 1990, DÖRFLINGER et al. 1995).

Die ANPP des Ackerlandes wurde bezirksweise anhand von Erntefaktoren auf Basis der Ernte laut Statistik der Agrarwirtschaft und mittels Expansionsfaktoren (vgl. KRAUSMANN 2001) ermittelt. Bis auf geringfügige Korrekturfaktoren, welche die Fraßverluste berücksichtigen, wurde der oberirdische Standing Crop der ANPP gleichgesetzt. Damit wurde die maximale Biomasse zur Zeit der Ernte ermittelt.

Beim Grünland konnten ANPP und Standing Crop nicht gleichgesetzt werden. Der Grund dafür ist der mehrmalige Schnitt, den ein Teil dieser Flächenkategorie erfährt. Da sich Korrelationen des Standing Crop des Grünlands und klimatischer Faktoren, wie z. B. des durchschnittlichen Jahresniederschlags (vgl. COUPLAND 1979), auf natürliches und nicht auf von Eingriffen der Gesellschaft abhängiges (z. B. Bewässerung) Grasland beziehen, konnten funktionale Modelle keine Anwendung finden. Daher wurde der Standing Crop des Grünlandes, wie auch der der Hochalmen, aufgrund von Literaturrecherchen ermittelt (dokumentiert in ERB

¹ Die Bodennutzungserhebung nimmt nur Flächen mit einer „relevanten Mindestfläche“ von 0,5 ha auf. Die Zuordnung zu den Gemeinden erfolgt nach dem Wirtschaftsprinzip, welches besagt, daß eine Bodennutzungsfläche jener Gemeinde zugesprochen wird, aus welcher der Besitzer stammt. Der daraus resultierende Inkonsistenzfehler kann nur auf höheren Aggregationsniveaus bereinigt werden.

1999). Die so gewonnenen Werte sind Mittelwerte von Primäruntersuchungen und lauten $0,55 \text{ kg/m}^2$ für das Grünland bzw. $0,42 \text{ kg/m}^2$ für die Hochalmen. Dem Standing Crop der versiegelten Fläche wurde einheitlich ein Wert von 0 kg/m^2 zugewiesen. Der Standing Crop des Gartenlandes wurde, bis auf den der Weingärten ($3,33 \text{ kg/m}^2$, KÖRNER et al. 1993), mangels besserer Datenquellen als Mischwert von Bäumen ($1/3$) und Wiesen ($2/3$) berechnet. Daraus ergibt sich ein Wert von $6,9 \text{ kg/m}^2$. Die alpinen Rasen und Matten wurden als unberührt angenommen und erhielten denselben Wert wie die potentielle Urvegetation, nämlich 1 kg/m^2 .

Über die oben beschriebene Erfassung des Standing Crop und bereits erhobene Daten zur Aneignung der Nettoprimärproduktion (HABERL 1995, SCHULZ 1999, KRAUSMANN, in press) wurde der Turnover der Biomasse der politischen Einheiten und Vegetationstypen (jeweils für die hypothetische natürliche und die aktuelle Vegetation) ermittelt. Auch hier wurde nur der oberirdische Turnover berechnet. Der Turnover bezieht sich auf die Berechnungen von Standing Crop und ANPP in Energieeinheiten und wird in Zeiteinheiten (Jahren) ausgedrückt.

Ergebnisse

Der potentielle Standing Crop für Österreich beläuft sich nach der vorliegenden Berechnung auf 2,21 Mrd. Tonnen Trockenmasse ($2,21 \cdot 10^{15} \text{ g}$), dies entspricht 43,203 EJ ($43,203 \cdot 10^{18} \text{ J}$) an gebundener Energie bzw. 994,1 Mio. t Kohlenstoff. Als durchschnittlicher Standing Crop ergeben sich $26,7 \text{ kg/m}^2$, $12,02 \text{ kgC/m}^2$, oder rund 523 MJ/m^2 für ganz Österreich (ohne Gewässerflächen).

98,6 % der Fläche Österreichs wäre hypothetisch vegetationsbedeckt. Wie aus Tabelle 3 ersichtlich, wird fast der gesamte Biomassebestand der potentiellen Vegetation von Wäldern aufgebaut (99,8 %), die insgesamt 92 % der Fläche einnehmen. Alpine Rasen und Matten erreichen 0,2 % des potentiellen Standing Crop bei einer Fläche von rund 6 % von Österreichs Gesamtfläche. Laubwälder dominieren österreichweit bezüglich des Standing Crop, und zwar mit beinahe 46 %. Die Mischwälder erreichen die höchsten Bestockungswerte; dies ist auf die hohen Biomassewerte der Tanne zurückzuführen (s. oben). Aufgrund des hohen Anteils subalpiner Wälder erreichen die Nadelwälder die niedrigsten Biomassewerte.

Im Vergleich dazu ergibt sich ein unterschiedliches Bild für den Standing Crop der aktuellen Vegetation. In Summe beträgt der Standing Crop der aktuellen Vegetation 802 Mio. t Trockenmasse, das sind 15,7 EJ oder 361,1 Mio. t C. Pro Flächeneinheit bedeutet dies einen Standing Crop von $9,7 \text{ kg/m}^2$ Trockenmasse bzw. $189,7 \text{ MJ/m}^2$ oder $4,37 \text{ kgC/m}^2$. Den größten Anteil am Standing Crop der aktuellen Vegetation nehmen mit 96 % wiederum die Wälder ein, dies ist jedoch weit mehr als ihr Anteil an der Fläche Österreichs, der etwa 47 % beträgt. Alle anderen Kategorien liegen um die 1 %. Den größten Anteil unter diesen weist das Ackerland auf, das 1,4 % der aktuellen oberirdischen Biomasse Österreichs trägt, gefolgt vom Grünland und den alpinen Urweiden (Tab. 4).

Tab. 3: Standing Crop der hypothetischen natürlichen Vegetation Österreichs nach ökologischen Großgruppen. – Standing crop of the potential vegetation in Austria, breakdown into main ecological categories.

	SC _{pot}				SC je m ²		
	[Mio. t TM]	[Mio. tC]	[EJ]	[%]	[kg/m ²]	[kgC/m ²]	[MJ/m ²]
Laubwald	1 004,1	451,8	19,38	45,5%	29,69	13,36	572,9
Nadelwald	589,5	265,3	11,70	26,7%	23,43	10,54	464,9
Mischwald	610,5	274,7	12,03	27,6%	34,20	15,39	673,7
Wälder gesamt	2 204,0	991,8	43,10	99,8%	28,69	12,91	561,0
alpine Rasen und Matten	5,1	2,3	0,10	0,2%	1,00	0,45	19,7
H6	–	–	–	0,0%	–	–	–
Gewässer	–	–	–	0,0%	–	–	–
gesamte Vegetation	2 209,1	994,1	43,20	100,0%	26,72	12,02	522,5
gesamte Fläche					26,34	11,85	515,2

Quelle: eigene Berechnung. Die Angaben über den flächenbezogenen Standing Crop der „gesamten Vegetation“ berücksichtigen nicht die Gewässerflächen, die der „gesamten Fläche“ alle „Nullflächen“. Die Prozentangaben des SC_{pot} beziehen sich auf die Trockenmasse des gesamten Standing Crop (SC). H6 = Höhenstufe 6 (nivale Zone, über 2800 m N.N.).

Tab. 4: Standing Crop der aktuellen Vegetation. – Standing crop of the actually prevailing vegetation.

	SC _{akt}				SC je m ²		
	[Mio. t TM]	[Mio. tC]	[EJ]	[%]	[kg/m ²]	[kgC/m ²]	[MJ/m ²]
Wald	770,2	347	15,10	96,0%	19,36	8,71	379,4
Ackerland	11,8	5,3	0,22	1,5%	0,88	0,40	16,2
Grünland	8,3	3,7	0,15	1,0%	0,54	0,24	9,5
Gartenländer	4,6	2,1	0,09	0,6%	4,74	2,13	92,1
Hochalmen	1,9	0,9	0,04	0,2%	0,42	0,19	8,4
alpine Urvegetation	5,6	2,5	0,11	0,7%	1,00	0,45	19,7
versiegelte Flächen	–	–	–	0,0%	–	–	–
Gewässer	–	–	–	0,0%	–	–	–
H6	–	–	–	0,0%	–	–	–
gesamte Vegetation	802,4	361,1	15,70	100%	10,08	4,54	197,1
gesamte Fläche					9,57	4,31	187,2

Quelle: eigene Berechnung. Die Angaben über den flächenbezogenen Standing Crop der „gesamten Vegetation“ berücksichtigen nicht die vegetationslosen Flächen (d. h. Gewässerflächen, versiegelte Flächen, Flächen der Höhenstufe 6). „Gesamte Fläche“ bezieht sich auf die Gesamtfläche Österreichs. Prozentwerte beziehen sich auf Trockenmasse. SC = Standing Crop.

Abbildung 1 zeigt den Standing Crop der hypothetischen natürlichen Vegetation sowie der aktuellen Vegetation nach Bundesländern. Zu beachten ist dabei, daß der absolute Standing Crop in erster Linie von der Flächengröße des Bundeslandes ab-

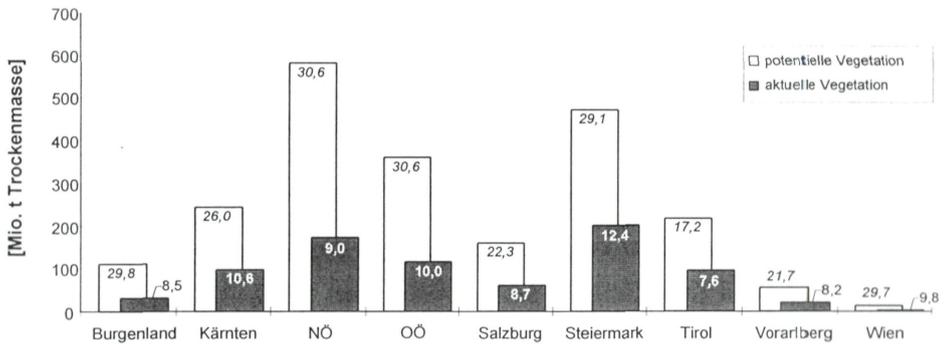


Abb. 1: Standing Crop der potentiellen und der aktuellen Vegetation. Quelle: eigene Berechnung. Die Zahlenangaben zu den Säulen sind die flächenbezogenen Standing-Crop-Werte der Bundesländer (in kg/m^2). – Standing crop of the potentially and the actually prevailing vegetation. Source: own calculations. Numbers on bars are standing crop values per unit area for the Provinces (kg/m^2).

Tab. 5: Anteile der aktuellen Nutzungskategorien an der gesamten Reduktion des Standing Crop. – Contribution of the actual land-use classes to the total reduction of standing crop.

	Verminderung des Standing Crop		Anteil an der Gesamtverminderung	
	$SC_{\text{pot}} - SC_{\text{akt}}$ [Mio. t TM]	[Mio. tC]	[EJ]	[%]
Wald*	326,3	146,8	6,56	23,2%
Ackerland	419,5	188,8	8,11	29,8%
Grünland	484,3	218,0	9,37	34,4%
Gartenland	26,6	12,0	0,51	1,9%
Hochalmen	67,2	30,2	1,35	4,8%
alpine Rasen und Matten	7,1	3,2	0,14	0,5%
Baufläche	22,2	10,0	0,43	1,6%
Verkehrsfläche	53,5	24,1	1,03	3,8%
Summe	1 406,7	633,0	27,51	100,0%

Quelle: eigene Berechnung. Die Prozentwerte beziehen sich auf die Trockenmassen. SC = Standing Crop.

* „Wald“ bezieht sich auf die aktuelle Waldfläche. Für Details siehe Text.

hängig ist. Daneben wirkt sich die Verteilung der Vegetationstypen, insbesondere zwischen Wald und „Nichtwald“, auf den Standing Crop pro Flächeneinheit aus. Die Werte hierfür sind ebenfalls aus Abbildung 1 zu entnehmen. Bei der hypothetischen Vegetation erreicht Niederösterreich den höchsten Wert und Wien – als Folge der geringen Flächenausdehnung – den niedrigsten Wert. Bei der aktuellen Vegetation weist die Steiermark – aufgrund des hohen Waldanteiles an der Bundesländerfläche – die höchsten Biomassevorräte auf.

Der Vergleich des Standing Crop der hypothetischen natürlichen Vegetation mit dem der aktuellen Vegetation zeigt, daß in Österreich die oberirdische Biomasse durch den gesellschaftlichen Einfluß um rund 64 % vermindert wurde. Nur mehr 36 % des potentiellen Standing Crop sind in der Natur verblieben. Dies bedeutet eine Verminderung um 1,41 Mrd. t Trockenmasse, 27,5 EJ oder eine Freisetzung von 633 Mio. t Kohlenstoff für ganz Österreich.

Tabelle 5 zeigt, daß rund 75 % dieser Verminderung des Standing Crop auf den Verlust ursprünglicher Ökosysteme entfallen. Den größten Anteil hat hier der Umbruch von Wald zu Grünland, gefolgt von der Schaffung von Äckern. Die Versiegelung von Flächen (Gebäude- und Verkehrsfläche) resultiert in rund 5 % der Gesamt-Verminderung, 23 % der gesamten Verminderung sind auf die forstwirtschaftliche Waldnutzung zurückzuführen, die zu einer „Juvenilisierung“, also zur Verringerung des Bestandsalters und damit des Standing Crop, führt. Der Biomassevorrat der Wälder selbst wurde dadurch um rund 30 % verringert (Tab. 6).

Wie Tabelle 6 zeigt, weisen die landwirtschaftlich genutzten Flächen (Ackerland und Grünland) noch viel drastischere Verminderungsraten auf: ausgehend von einer ursprünglichen Bewaldung dieser Flächen, wurde durch den Umbruch der Standing Crop um rund 98 % reduziert. Der potentielle Standing Crop auf der aktuellen Waldfläche ist geringer als jener der Wälder der hypothetischen natürlichen Vegetation. Dieses Ergebnis ist darauf zurückzuführen, daß Wald eher auf minderen Standorten erhalten bleibt und sich die Anteile der Waldtypen hin zu Nadelwald verschieben; beides bedingt eine Verringerung des Standing Crop. Für die alpine Urvegetation ergibt sich eine Verminderung des Standing Crop um etwa 56 %, obwohl der Vegetationstyp selbst als nicht beeinflusst angenommen wurde. Ebenso wie im Fall der Hochalmen, die eine noch drastischere Reduktion erfahren, sind die Absenkung der Waldgrenze (diese trägt zu 7 % zur Verringerung der Waldfläche Österreichs bei, ERB 1999) und die damit verbundene Flächenverschiebung der Grund für diese deutliche Abnahme.

Tabelle 7 zeigt die ermittelten Turnoverraten der hypothetischen natürlichen und der aktuellen Vegetation sowie die Beschleunigung durch die menschliche Gesellschaft. Für Österreich ergibt sich ein hypothetischer „Overall-Turnover“ von 29 Jahren. Die aktuelle Vegetation erreicht im Durchschnitt nur mehr einen Turnover von rund 12 Jahren. Die Beschleunigung des Turnovers ist auf die massive Reduktion des Standing Crop zurückzuführen, während die ANPP im Durchschnitt nur um etwa 13 % vermindert wurde (HABERL 1995, SCHULZ 1999).

Der Turnover der potentiellen Vegetation ist relativ ausgewogen: er beträgt bei Mischwäldern 35 Jahre, bei Nadelwäldern 27 und für die alpine Urvegetation immerhin noch 11 Jahre. Dagegen zeigen sich für die aktuellen Turnover der einzelnen Vegetationstypen große Unterschiede. Die längsten Verweilzeiten weisen hier immer noch die Wälder mit rund 20 Jahren auf. Die Werte aller anderen Vegetationseinheiten liegen erheblich darunter. Ackerland erreicht aufgrund der me-

Tab. 6: Gesellschaftliche Beeinflussung des Standing Crop in Österreich nach Landnutzungstypen in Absolutwerten. – Society's impact on standing crop in Austria according to land-use classes in absolute values.

	Potentielle Vegetation			Aktuelle Vegetation			Beeinflussung in Natur verblichen [%]
	SC _{pot}			SC _{akt}			
	[Mio. t TM]	[Mio. tC]	[EJ]	[Mio. t TM]	[Mio. tC]	[EJ]	
Wald*	1 096,5	493,4	21,66	770,2	346,6	15,10	70,2%
Ackerland	431,3	194,1	8,33	11,8	5,3	0,22	2,7%
Grünland	492,7	221,7	9,51	8,3	3,7	0,15	1,7%
Gartenland	31,2	14,1	0,60	4,6	2,1	0,09	14,7%
Hochalmen	69,1	31,1	1,39	1,9	0,9	0,04	2,8%
alpine Rasen und Matten	12,7	5,7	0,25	5,6	2,5	0,11	44,3%
Baufläche	22,2	10,0	0,43	–	–	–	0,0%
Verkehrsfläche	53,5	24,1	1,03	–	–	–	0,0%
Gesamt	2 209,1	994,1	43,20	802,4	361,1	15,70	36,3%

Quelle: eigene Berechnung. Die Prozentwerte beziehen sich auf die Trockenmasse. * „Wald“ bezieht sich auf die aktuelle Waldfläche. Für Details siehe Text. SC = Standing Crop. Der potentielle Standing Crop von Acker, Grünland, Gartenland und versiegelten Flächen wurde aufgrund von Einheitswerten kolliner und montaner Wälder errechnet.

Tab. 7: Beschleunigung des Turnovers nach Landnutzungstypen. – Acceleration of turnover according to land-use classes.

	μ_{pot} [a]	μ_{akt} [a]	Reduktion [%]	Beschleunigung Faktor
Laubwald	27,55	19,50	29%	1,41
Nadelwald	27,43	20,90	24%	1,31
Mischwald	34,53	21,43	38%	1,61
verbliebener Wald*	30,07	21,02	30%	1,43
Wald gesamt	31,08		32%	1,48
Acker	28,72	0,90	97%	32,00
Grünland	28,72	0,69	98%	41,47
Gartenländer	28,72	5,44	81%	5,28
Hochalmen	29,59	1,02	97%	28,95
alpine Rasen und Matten	11,00	4,13	62%	2,66
versiegelte Fläche	28,72	-	100%	n.d.
Gewässer	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
über 2800m	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
Gesamt	29,17	12,13	58%	2,40

Quelle: eigene Berechnung. μ = Turnover. * Dieser Wert bezieht sich auf die aktuelle Waldfläche. Für Details siehe Text. Die Werte für den potentiellen Turnover von Acker, Grünland, Gartenland und versiegelten Flächen sind Einheitswerte kolliner und montaner Wälder. n.d. = nicht definiert, n.c. = nicht berücksichtigt.

thodischen Gleichsetzung von ANPP und Standing Crop (s. oben) in diesem Vegetationstyp einen Turnover von knapp unter einem Jahr. Den „schnellsten“ Turnover weist Grünland mit 0,7 Jahren auf.

Wälder erfahren die geringste Beschleunigung mit rund 150 %. Die Beschleunigung des Turnovers auf der als Wald erhaltenen Fläche ist geringer als die des potentiellen Waldes (s. oben). Dies verdeutlicht den Umbruch von Flächen, die potentiell fruchtbarer sind, zu landwirtschaftlich genutzten Einheiten. Die höchste Beschleunigung findet mit dem Faktor 41 im Grünland statt, das Ackerland folgt mit 32-facher Beschleunigung. Die höhere Beschleunigung des oberirdischen Turnovers im Grünland resultiert daraus, daß der Turnover des Ackerlands definitionsgemäß Richtung $1a^{-1}$ tendiert (eine Altersklasse bzw. Kohorte), auf Wiesen und Weiden jedoch schneller als $1a^{-1}$ sein muß (mehrere Altersklassen und Kohorten, vgl. ODUM 1960). Hochalmen erfahren mit dem Faktor 29 ebenfalls eine hohe Beschleunigung, da angenommen wurde, daß sie hauptsächlich auf Flächen ehemals subalpiner Wäldern liegen. Der Turnover des Gartenlands und der alpinen Urweiden wurde hingegen nur geringfügig beeinflusst. Im Fall der Gärten ist dies auf den hohen Baumanteil zurückzuführen, der für diesen Landnutzungstyp angenommen wurde. Die Beschleunigung auf den Flächen der alpinen Urweiden ist auf die Ausdehnung dieses Kategorietyps zurückzuführen, da in bezug auf dessen Standing-Crop-Werte keine Verminderung angenommen wurde.

Zu beachten bleibt, daß der menschliche Einfluß auf die Vegetation nicht nur die oberirdischen Kompartimente, wie hier berechnet, sondern sehr wohl auch die unterirdischen betrifft. Durch dessen Einbeziehung würde sich ein anderes Bild ergeben.

Diskussion

Der Einfluß des Menschen auf seine Umwelt ist beachtlich. Laut der hier vorliegenden Untersuchung sind von den rund 2,2 Mrd. Tonnen oberirdischer Trockenmasse, welche die Vegetation Österreichs ohne menschlichen Einfluß beinhalten würde, nur mehr 0,8 Mrd. Tonnen vorhanden². Die Gründe für diese Verminderung sind in historischen und gegenwärtigen Nutzungen terrestrischer Ökosysteme zu suchen: im Ersatz von Wald, z. B. durch Agrarökosysteme, und in der forstwirtschaftlichen Nutzung der Wälder.

Diese Reduktion des Standing Crop um 64 % im Prozeß der Urbarmachung und Kultivierung Österreichs entspricht einer potentiellen Emission von rund 630 Mio. t Kohlenstoff. Zum Vergleich: Die jährliche Kohlenstoffemission aufgrund der

² Diese Ergebnisse stellen Untergrenzen dar. So wurde der Standing Crop der aktuellen Vegetation als „peak“ unter der Annahme, daß dieser von allen Vegetationstypen gleichzeitig erreicht wird, berechnet. Der Wald als stärkste Fraktion wurde aufgrund einer Restfläche berechnet, die alle nicht erfaßten Flächen miteinbezieht.

Verbrennung fossiler Energieträger betrug in Österreich im Jahr 1990 rund 15 Mio. Tonnen. Dies zeigt einerseits, daß das Absorptionspotential der oberirdischen Vegetation Österreichs auf 630 Mio. t Kohlenstoff beschränkt ist und die Funktion der Vegetation als Kohlenstoffsенke bei gleichbleibenden anthropogenen CO₂-Emissionen bereits nach rund 40 Jahren erschöpft wäre (ohne die Wuchsdauer zur Erreichung der persistenten Biomasse der hypothetischen natürlichen Vegetation oder die damit implizit angenommene Vollbewaldung der gesamten Fläche Österreichs zu berücksichtigen), andererseits aber auch, daß die derzeitige Rolle des Waldes in Österreich als Netto-CO₂-Senke (SCHIDLER 1998; JONAS 1997) vornehmlich auf die historische Reduktion zurückzuführen ist, von der sich die Natur derzeit „erholt“.

Die vorliegende Arbeit beschreibt den Einfluß der menschlichen Gesellschaft auf die Natur anhand der Quantifizierung von Zustandsveränderungen. Sie stützt sich hierbei auf Zustandsindikatoren. Im Gegensatz zur HANPP werden somit prozessuale Vorgänge der Gesellschaft (Akteursbezug) nicht berücksichtigt. Nach GRIME (1979) aber führen Störungen definitionsgemäß zu einer Reduktion der Biomasse im System (im Gegensatz zu „Streß“, der sich auf die Nettoprimärproduktion [NPP] auswirkt). Daher kann die anthropogene Reduktion des Standing Crop als Störungsindikator herangezogen werden³. Das Ausmaß der Beeinflussung kann als Indikator für „ecosystem encroachment“ betrachtet werden: Die vorliegende Untersuchung zeigt, daß eine hohe Verminderung des Standing Crop auf den Verlust ursprünglicher Ökosysteme (Wald), eine geringe Verminderung eher auf eine Nutzung und nicht auf „Zerstörung“ bzw. Ersatz der Ökosysteme hindeutet.

Die Bedeutung der Reduktion des Standing Crop und der Beschleunigung des Turnovers für ökosystemare Zusammenhänge ist jedoch unklar. Es gibt zwar Untersuchungen und Modelle, die auf einen direkten Zusammenhang mit ökosystemaren Parametern hindeuten (vgl. WHITTAKER & LIKENS 1973, O'NEILL & DEANGELIS 1981, TITLYANOWA & MIRONYCHEVA-TOKAREVA 1990). Im LOTKAschen Sinne der Kompartimentsbetrachtung der funktionalen Ökologie (LOTKA 1925) stellt der Turnover die Relation von „Flux“ und „Stock“ dar und repräsentiert die Transferrate zwischen den ökologischen Kompartimenten, ein Zusammenhang, der zur Typisierung von Ökosystemen herangezogen werden kann (RICKLEFS 1990, BARBOUR et al. 1987). Ökosysteme mit einem hohen Turnover sollten eine steilere Biomassepyramide aufweisen und folglich über eine heterotrophe „Top-down-Kontrolle“ des Energieflusses verfügen (O'NEILL 1976). Im Rahmen der Stabilitätsdiskussion wird Ökosystemen mit einem hohen Turnover eine höhere Resilienz zugesprochen als solchen mit einem langsamen (O'NEILL 1976, JORDAN et al. 1972, DEANGELIS 1980). Allerdings entstammen diese Erkenntnisse den sogenann-

³ Dieser Ansatz ermöglicht einen Vergleich mit dem für den Naturschutz wohl bedeutendsten Makroparameter, der Biodiversität. WILSON & KEDDY (1988) nehmen an, daß sich Biodiversität und Standing Crop im Sinne der „Intermediate Disturbance Theorie“ (CONNELL 1978) zueinander verhalten, wenn gleich ROSENZWEIG & ABRAMSKI (1993) hierfür andere Erklärungsmodelle heranziehen.

ten „Gleichgewichtstheorien“ und sind nur auf natürliche und in bezug auf viele Stoffflüsse geschlossene Ökosysteme anwendbar. Menschliche Einflüsse jedoch „öffnen“ die Systeme in bezug auf Materie und Energie. Darüber hinaus unterscheiden sie sich in Quantität und Kombination von natürlichen Störungen. Die Umweltsysteme werden durch gesellschaftliche Manipulationen mehr und mehr abhängig von der Struktur und Organisation der menschlichen Gesellschaft selbst, immer mehr Ökosysteme werden vom „natürlichen Gleichgewicht“ entfernt und in anderen Gleichgewichtszuständen gehalten (HOLLING 1973). Um die Auswirkungen der Verminderung des Standing Crop und der Beschleunigung des Turnovers im Sinne von ökosystemaren Wechselbeziehungen zu diskutieren, ist es daher notwendig, die menschliche Gesellschaft als Komponente der Ökosysteme wahrzunehmen.

Kolonisierende und metabolische Eingriffe vermindern, wie gezeigt werden konnte, drastisch die Menge an oberirdischer Biomasse der Vegetation. Diese Wirkung ist freilich als eine unbeabsichtigte Folge der Kolonisierung und des gesellschaftlichen Metabolismus zu betrachten und nicht als Ziel der Eingriffe selbst: die vom Menschen bevorzugten „Ersatzökosysteme“ repräsentieren annuelle Pflanzengruppen – sie sind die Haupt-Nahrungslieferanten für die Gesellschaft und deren Subsysteme (z. B. Nutztiere). Diese Ersatzökosysteme weisen einen geringen Standing Crop und einen „schnellen“ Turnover auf. Die Beschleunigung des Turnovers jedoch kann als Maß der Intensität der Eingriffe herangezogen werden. Aus gesellschaftlicher Sicht ist diese Beschleunigung – um österreichweit 240 % – notwendig, um die gesellschaftliche Nutzbarkeit der natürlichen Systeme aufrechtzuerhalten und um ein Zurückfallen der Ökosysteme in natürliche – und damit langsame – zu verhindern. Analog zu dem oben Gesagten läßt dies den Schluß zu, daß auch „anthropogene“ (= stark kolonisierte) Ökosysteme mit schnellen Turnoverraten einer heterotrophen „Top-down-Kontrolle“ unterliegen: diese wird von der menschlichen Gesellschaft geleistet.

Die Rangfolge der einzelnen Ökosystemtypen bezüglich der Beschleunigung des Turnovers zeigt eine erstaunliche Übereinstimmung mit dem in der Naturschutzforschung verbreitetem Konzept der Hemerobie (JALAS 1955, SUKOPP 1969, SUKOPP 1972, BLUME & SUKOPP 1976, KOWARIK 1988, SCHLÜTER 1994, GRABHERR et al. 1995). Dieses vor allem im deutschen Sprachraum verbreitete und aus der angewandten Ökologie stammende Konzept hat den Anspruch, Naturnähe von Ökosystemen (bzw. den anthropogenen Einfluß auf Ökosysteme) kleinräumig zu bewerten. Das Grundprinzip besteht darin, den menschlichen Einfluß aufgrund seiner Wirkung auf Ökosysteme zu quantifizieren und Ökosysteme (bzw. Pflanzengesellschaften oder -spezies) einer Stufenskala der Naturnähe zuzuordnen. Das Konzept der Hemerobie beruht auf floristischen Analysen (Bioindikatoren) und liefert Aussagen aufgrund qualitativer „Bottom-up-Untersuchungen“, wobei als Referenzwert (= ahemerober Zustand) die floristische Zusammensetzung der potentiellen Vegetation im Sinne TÜXENS (1956) bzw. der Neophytenanteil herangezogen wird. Die Einstufung nach der Hemerobie ist eine nach der Naturferne (ODZUCK 1982): Ökosysteme der niederen Stufen werden überwiegend durch natürliche, Ökosyste-

me der höheren Stufen durch anthropogene Vorgänge gesteuert. Für die Hauptnutzungsarten und die entsprechenden Dominanzmosaiktypen ergibt sich generell eine Rangfolge nach zunehmendem Natürlichkeitsgrad (SCHLÜTER 1994): technogene Gebiete (urban/künstlich), Ackerbau-Agrargebiete (naturfremd), Grünland-Agrargebiete (halbnatürlich-naturfremd), Forstgebiete (naturfern), Waldgebiete (naturnah-natürlich).

Die Zuordnung der Turnoverraten bzw. der Beschleunigung des Turnovers zu den einzelnen Vegetationstypen zeigt einen Trend zu höherer Beschleunigung des Turnovers mit höherem Hemerobiegrad. Im Rahmen der in dieser Studie möglichen Genauigkeit ist die Reihung der Vegetations- bzw. Nutzungstypen nach der Beschleunigung des Turnovers derjenigen nach Hemerobie ähnlich.⁴ Ebenso wie eine Verlangsamung des Turnovers im Laufe der Sukzession beobachtbar ist (BEGON et al. 1992), stellen „Hemerobieserien“ definitionsgemäß eine Parallele zu der Abfolge der Reifegrade von Ökosystemen im Laufe der natürlichen Sukzession („Maturität“, MARGALEF 1963) her (SCHUBERT 1991). Werden Systeme wieder „dekolonisiert“, also der menschliche Einfluß vermindert oder ausgeschlossen (z. B. Brachfallen von Feldern oder Einrichtung von Naturschutzgebieten), sinkt auch der Turnover wieder – analog zu der Verminderung der Hemerobiegrade.

Diese Parallele von Hemerobie und Beschleunigung des Turnovers ist bemerkenswert, vor allem wenn man berücksichtigt, auf welchen unterschiedlichen theoretischen Hintergrund beide basieren. Während die Hemerobie aufgrund eines qualitativen „Bottom-up-Verfahrens“ gewonnen wird, erfolgt die Erhebung des Turnovers anhand eines prozessualen „Top-down-Ansatzes“ auf Basis quantitativer energetischer Parameter. Während das Konzept der Hemerobie gesellschaftliche Eingriffe in die Natur als Störungsparameter (im ökologischen Sinne) beschreibt und klassifiziert, versucht die Konzeption der menschlichen Eingriffe als Zusammenspiel von Metabolismus und Kolonisierung, das Verhältnis von Mensch und Natur theoretisch zu operationalisieren. Die im Hemerobiekonzept impliziten Wertungen (WEISZ et al. 1999, vgl. SCHLÜTER 1994), wie die Wahl des Nullpunktes der Skala durch die Erhebung der Neophyten oder das Werten der „Naturnähe“ als grundsätzlich positiv, werden damit vermieden. Der Vorteil der „bottom-up“ gewonnenen Erkenntnisse liegt in der Detailschärfe und Kleinräumigkeit, während „Top-down-Verfahren“, wie gezeigt, bestenfalls Dimensionen liefern können. Für Planungszwecke wie im Naturschutz jedoch sind laut DIERSCHKE (1984) und PLACHTER (1989) Top-down-Ansätze, trotz ihrer Ungenauigkeiten und vereinfachenden Annahmen, ausreichend und sogar unentbehrlich. Solange die Untersuchungen Richtungen und Dimensionen liefern, sind gewisse Ungenauigkeiten für die Beurteilungen gesellschaftlicher Eingriffe in die Natur nicht so bedeutsam.

⁴ Dabei ist zu beachten, daß die vorliegende Untersuchung nur die oberirdischen Fraktionen von Standing Crop und NPP berücksichtigt. Daher wird Grünland tiefer eingestuft (höhere Beschleunigung) als Ackerland, während bei den Hemerobieklassen Grünland als naturnäher klassifiziert wird. Durch Berücksichtigung der subterrestrischen Kompartimente könnte sich diese Rangfolge ändern, da Grünland z. B. einen deutlich höheren unterirdischen Standing Crop aufweist als Ackerland (DUVIGNEAUD 1979).

Danksagung

Die vorliegende Studie wurde im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Kulturlandschaftsforschung“ (KLF) des Bundesministerium für Wissenschaft und Verkehr unter dem Modul IN4 „Prozeßorientierte Top-down Planungsindikatoren – Colonizing Landscapes – Indicators for Sustainable Land Use“ durchgeführt. Besonderer Dank gilt H. HABERL, F. KRAUSMANN und N. SCHULZ.

Literatur

- BARBOUR M. G., BURK J. H. & PITTS W. D., 1987: *Terrestrial plant ecology*. 2nd ed. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Menlo Park, California.
- BEGON M., HARPER J. L. & TOWNSEND C. R., 1990: *Ecology. Individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications, Boston, Oxford, London, Edinburgh, Melbourne.
- BLAY JR. D., 1989: Nitrogen stores in beech forest ecosystems of the Vienna woods. Diss. Univ. Bodenkultur, Vienna (Austria).
- BLUME H. P. & SUKOPP H., 1976: Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. *Schriftenr. Vegetationskunde (Bonn-Bad Godesberg)* 10, 75-89.
- Bundesministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst (Ed.), 1995: *Forschungskonzept 1995 – Kulturlandschaftsforschung*. Berger, Wien.
- BURSCHEL P., KÜRSTEN E. & LARSON B. C., 1993: Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt. Eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. *Forstlicher Forschungsbericht Nr. 126*, München.
- CANNELL M. G. R., 1982: *World forest biomass and primary production data*. Academic Press, London.
- CONNELL J. H., 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199, 1302-1310.
- COUPLAND R. T., 1979: *Grassland ecosystems of the world: Analysis of grasslands and their uses*. IBP 18. Cambridge Univ. Press, Cambridge, London.
- DEANGELIS D. L., 1980: Energy flow, nutrient cycling, and ecosystem resilience. *Ecology* 61 (4), 764-771.
- DIERSCHKE H., 1984: Natürlichkeitsgrade von Pflanzengesellschaften unter besonderer Berücksichtigung der Vegetation Mitteleuropas. *Phytocoenologia* 12, 173-184.
- DÖRFLINGER A. N., HIETZ P., MAIER R., PUNZ W. & FUSSENEGGER K., 1995: Ökosystem Großstadt Wien. Quantifizierung ökologischer Parameter unter besonderer Berücksichtigung der Vegetation. Im Auftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung und der Stadt Wien (MA 22). Institut für Pflanzenphysiologie, Universität Wien.
- DUVIGNEAUD P., 1979: Cycle du carbone et energie de biomasse au niveau d'une écoregion: la région Wallonne de Belgique. In: DUVIGNEAUD P., DENAEYER S. & BRICHARD C. (Eds.), *Ecosystèmes, Cycle du carbone, Cartographie (Liaison avec les autres cycles biogéochimiques)*, p. 301-334 SCOPE-Comité National Belge. Cloetens-Dury, Bruxelles.
- ELLENBERG H., 1996: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Aufl. Ulmer, Stuttgart.
- ERB K.-H., 1999: Die Beeinflussung des oberirdischen Standing Crop und Turnover in Österreich durch die menschliche Gesellschaft. *Schriftenr. Soziale Ökologie*, Nr. 58. Interdisziplinäres Institut für Forschung und Fortbildung, Wien.

- FISCHER-KOWALSKI M. & HABERL H., 1993: Metabolism and colonization. Modes of production and the physical exchange between societies and nature. *Innovation in Social Science Research* 6 (4), 415-442.
- GRABHERR G., KOCH G., KIRCHMEIR H. & REITER K., 1995: Hemerobie österreichischer Waldökosysteme – Vorstellung eines Forschungsvorhabens im Rahmen des österreichischen Beitrages zum MAB-Programm der UNESCO. *Z. Ökol. Natursch.* 4, 105-110.
- GRIME J. P., 1979: *Plant strategies and vegetation process*. Wiley, Chichester.
- HABERL H., 1995: Menschliche Eingriffe in den natürlichen Energiefluß von Ökosystemen. *Schriftenr. Soziale Ökologie*, Nr. 43. Interdisziplinäres Institut für Forschung und Fortbildung, Wien.
- HOLLING C. S., 1973: Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecological Systematics* 4, 1-24.
- JALAS J., 1955: Hemerobie und hemerochrome Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. *Acta Soc. Fauna Flora Fenn.* 72, 1-15.
- JONAS M., 1997: Systems analytical assessment of the carbon balance in Austria. Final report part II: Dynamical modeling. OEFZS-A-4255 Rev., Austrian Research Centers Seibersdorf, Seibersdorf (Austria).
- JORDAN C. F., KLINE J. R. & SASSCER D. S., 1972: Relative stability of mineral cycles in forest ecosystems. *Amer. Nat.* 106, 237-253.
- KÖRNER C., SCHILCHER B. & PELAEZ-RIEDL S., 1993: Vegetation und Treibhausproblematik: eine Beurteilung der Situation in Österreich unter besonderer Berücksichtigung der Kohlenstoffbilanz. In: *Österr. Akad. Wiss., Kommission für Reinhaltung der Luft (Ed.), Anthropogene Klimaänderung: mögliche Auswirkungen auf Österreich – mögliche Maßnahmen in Österreich. Bestandsaufnahme und Dokumentation. Abschnitte 6.1 - 6.46*. Wien.
- KOWARIK I., 1988: Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). *Landschaftsentwicklung und Umweltforsch. TU Berlin* 56, 1-280.
- KRAUSMANN F., 2001: Land use and industrial modernization. An empirical analysis of human influence on the functioning of ecosystems in Austria 1830-1995. *Land Use Policy* 18 (1), 17-26.
- LOTKA A. J., 1925: *Elements of physical biology*. Williams & Wilkins Co., Baltimore.
- MARGALEF R., 1963: On certain unifying principles in ecology. *Amer. Nat.* 97, 357-374.
- MAYER H., 1974: *Wälder des Ostalpenraumes. Standort, Aufbau und waldbauliche Bedeutung der wichtigsten Waldgesellschaften in den Ostalpen samt Vorland*. Fischer, Stuttgart.
- MAYER H. & OTT E., 1991: *Gebirgswaldbau, Schutzwaldpflege. Ein walddökologischer Beitrag zur Landschaftsökologie und zum Umweltschutz*. 2. Aufl. Springer, Stuttgart, New York.
- MCNAUGHTON S. J., OESTERHELD M., FRANK D. A. & WILLIAMS K. J., 1989: Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341, 142-144.
- MITSCHERLICH G., 1975: *Wald, Wachstum und Umwelt. Bd. 3: Boden, Luft und Produktion*. Sauerländer, Frankfurt a. M.
- ODUM E. P., 1960: Organic production and turnover in old field succession. *Ecology* 41 (1), 34-49.
- ODUM E. P., 1983: *Grundlagen der Ökologie*. 2. Aufl. Thieme, Stuttgart.
- ODZUCK W., 1982: *Umweltbelastungen*. Ulmer, Stuttgart.
- O'NEILL R. V., 1976: Ecosystem persistence and heterotrophic regulation. *Ecology* 57, 1244-1253.

- O'NEILL R. V., DEANGELIS D. L., 1981: Comparative productivity and biomass relations of forest ecosystems. In: REICHLE D. E. (Ed.), *Dynamic properties of forest ecosystems*, p. 411-449. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Österreichisches Statistisches Zentralamt & Forstliche Bundesversuchsanstalt, 1995: *Ökobilanz Wald*. Ausgabe 1995. Österreichische Staatsdruckerei, Wien.
- Österreichisches Statistisches Zentralamt (ÖSTAT), 1991: *Ergebnisse der landwirtschaftlichen Statistik im Jahre 1990*. ÖSTAT, Wien.
- OZENDA P., 1988: *Die Vegetation der Alpen (im europäischen Gebirgsraum)*. Fischer, Stuttgart, New York.
- PAULSEN J., 1995: *Der biologische Kohlenstoffvorrat der Schweiz*. Rüegger, Zürich.
- PERTLIK E., 1982: Verhältnis der Masse der Mistel (*Loranthus europaeus*) zur Masse der Eiche (*Quercus* sp.) und Vergleich der Gehalte an N, P, K, Ca und Mg in der Trockenmasse. Diplomarbeit Univ. Bodenkultur Wien.
- PLACHTER H., 1989: Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. *Schriftenr. Landschaftspf. u. Natursch. (Bonn-Bad Godesberg)* 29, 107-135.
- REICHLE D. E., O'NEILL R. V. & HARRIS W. F., 1975: Principles of energy and material exchange in ecosystems. In: DOBBEN W. H. VAN & LOWE-MCCONNEL R. H. (Eds.), *Unifying concepts in ecology*, p. 27-43. Junk, The Hague.
- RICKLEFS R. E., 1990: *Ecology*. 3. ed. Freeman & Company, New York.
- ROSENZWEIG M. L. & ABRAMSKY Z., 1993: How are diversity and productivity related? In: RICKLEFS R. E. & SCHLUTER D. (Eds.), *Species diversity in ecological communities*, p. 52-65. Univ. Chicago Press, Chicago, London.
- SATTLER P., 1990: Oberirdische Biomasse und Nährelemente von Kahlschlagvegetation in Wieselburg, Pöggstall und Göttweig (NÖ). Diplomarbeit Univ. Bodenkultur Wien.
- SATOO T., 1970: A synthesis of studies by the harvest method: Primary production relations in the temperate deciduous forests of Japan. In: REICHLE D. E. (Ed.), *Analysis of temperate forest ecosystems*, p. 55-72. Springer, Berlin, Heidelberg.
- SCHIDLER S., 1998: Beitrag zur Modellierung des Kohlenstoffkreislaufs für Österreich. Datengrundlage und Analyse des Modells der natürlichen Systeme. Diplomarbeit Univ. Wien.
- SCHIELER K., BÜCHSENMEISTER R. & SCHADANER K., 1996: *Österreichische Forstinventur. Ergebnisse 1986/1990*. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Waldforschungszentrum. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- SCHLÜTER H., 1994: Natürlichkeitsgrad der Vegetation. In: BASTIAN O. & SCHREIBER K. F. (Ed.), *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*, p. 267-279. Fischer, Jena, Stuttgart.
- SCHOPFHAUSER W., 1992: Biomassen und Nährstoffhaushalt eines Eichen- und Fichtenwaldes im Weinviertel, Niederösterreich. Diplomarbeit Univ. Bodenkultur Wien.
- SCHUBERT R., 1991: *Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen*. 2. Aufl. Fischer, Jena.
- SCHULZ N., 1999: Auswirkungen von Landnutzung auf Ökosystemprozesse. Vergleichende Berechnung der menschlichen Aneignung von Nettoprimärproduktion in Österreich anhand verschiedener Datenquellen. Diplomarbeit Univ. Wien.
- SHUGART H. H., 1984: *A theory of forest dynamics. The ecological implications of forest succession models*. Springer, New York, Berlin.

- SOLLINS P., GOLDSTEIN R. A., MANKIN J. B., MURPHY C. E. & SWARTZMAN G. L., 1981: Analysis of forest growth and water balance using complex ecosystems models. In: REICHLER D. E. (Ed.), *Dynamic properties of forest ecosystems*, p. 537-566. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- SPRUGEL D. G., 1985: Natural disturbance and ecosystem energetics. In: PICKETT S. T. A. & WHITE P. S. (Eds.), *Natural disturbance and patch dynamics*, p. 335-352. Academic Press, San Diego, New York.
- SUKOPP H., 1969: Der Einfluß des Menschen auf die Vegetation. *Vegetatio* 17, 360-371.
- SUKOPP H., 1972: Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. *Ber. Landwirtsch.* 50, 112-139.
- TITLYANOVA A. A. & MIRONYCHEVA-TOKAREVA N. P., 1990: Vegetation succession and biological turnover on coal-mining spoils. *J. Veget. Sci.* 1 (5), 643.
- TÜXEN R., 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angew. Pflanzensoziol.* 13, 5-42.
- ULRICH B., BENECKE P., HARRIS W. F., KHANNA P. K. & MAYER R., 1981: Soil processes. In: REICHLER D. E. (Ed.), *Dynamic properties of forest ecosystems*, p. 265-340. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- VITOUSEK P. M., EHRLICH P. R. & MATSON P. A., 1986: Human appropriation of the products of photosynthesis. *Bioscience* 36 (6), 368-373.
- WEISZ H., KRAUSMANN F., ERB K. H., SCHULZ N. & HABERL H., 1999: Gesellschaftliche Beeinflussung ökosystemarer Energieflüsse und Energiebestände (NPP-Aneignung). In: HABERL H., BITTERMAN W., HÜTTLER W., WEISZ H., FISCHER-KOWALSKI M., SCHANDL H. & WINIWARDER V., *Colonizing landscapes. Indicators for sustainable land use. Synthesebericht zum Kulturlandschafts-Modul IN4 „Top-down Planungsindikatoren“*. Bundesministerium für Wissenschaft und Verkehr und Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten. Wien.
- WHITTAKER R. H. & LIKENS G. E., 1973: Primary production: The biosphere and man. *Hum. Ecol.* 1 (4), 357-369.
- WILSON S. D. & KEDDY P. A., 1988: Species richness, survivorship, and biomass accumulation along an environmental gradient. *Oikos* 53, 375-380.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung – Globale Umweltveränderungen), 1998: Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz? Sondergutachten 1998.
- WOODWELL G. M. & WHITTAKER R. H., 1968: Primary production in terrestrial ecosystems. *Amer. Zool.* 8 (1), 19-30.
- WRIGHT D. H., 1990: Human impacts on energy flow through natural ecosystems. *Ambio* 19 (4), 189-194.
- ZWITTKOVITZ F., 1974: *Die Almen Österreichs*. Eigenverlag, Zwillingdorf (NÖ).

Manuskript eingelangt: 2000 12 05

Anschrift: Mag. Karl-Heinz ERB, Institut für Interdisziplinäre Forschung und Fortbildung, Abt. Soziale Ökologie, Schottenfeldgasse 29, A-1070 Wien.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Früher: Verh. des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"](#)

Jahr/Year: 2001

Band/Volume: [138](#)

Autor(en)/Author(s): Erb Karl-Heinz

Artikel/Article: [Landnutzungsbedingte Veränderungen des oberirdischen Standing Crop und Turnover als Indikatoren für gesellschaftliche Eingriffe in terrestrische Ökosysteme - Das Beispiel Österreich 137-156](#)