

10 Jahre „Energiewaldforschung“: Ergebnisse der ökologischen Begleitunter- suchungen zu den Energieholzversuchen

Von Peter TRINKAUS* und Christine RINESCH*

Angenommen am 2. März 1999

Summary: 10 years research in „short-rotation forestry“: results of ecological investigations of short-rotation forests. – Short-rotation forest management with fast growing broad-leaved wood can be considered as a comparatively new way of land utilization system. The ecological investigations have been carried out by the Institute for Environmental Geology and Ecosystems Research – JOANNEUM RESEARCH over the last 10 years. Complementing these efforts an ecological evaluation of different types of short-rotation forests has been made.

Zusammenfassung: Energieholzkulturen mit im Kurzumtrieb bewirtschafteten raschwachsenden Laubholzarten stellen eine in Mitteleuropa vergleichsweise neuartige Bewirtschaftungsform dar. Basierend auf den im Laufe der letzten 10 Jahre vom Institut für Umweltgeologie und Ökosystemforschung der Forschungsgesellschaft JOANNEUM RESEARCH durchgeführten ökologischen Begleituntersuchungen wurde unter Berücksichtigung ökologischer und naturschutzfachlicher Parameter die Wertigkeit dieser Systeme evaluiert.

1. Einleitung

Die Biomasseproduktion erlangte in den letzten zwei Jahrzehnten neben den energie- und umweltpolitischen Überlegungen (CO₂-Problematik, anthropogene Klimaveränderungen, Substitution fossiler durch erneuerbare Rohstoffe, etc.) auch agrarpolitisches Interesse und zwar mit der Zielsetzung einer Reduktion landwirtschaftlicher Überschüsse.

Seit 1980 werden in der Steiermark Anbauversuche mit raschwüchsigen Laubholzarten in sogenannten Energieholzkulturen durchgeführt. Diese Energieholzbestände liegen hinsichtlich der Beeinflussung durch den Menschen zwischen Forstökosystemen und Agrarökosystemen. Laut §1 (5) der Österreichischen Forstgesetznovelle 1987 gelten derartige Energieholzkulturen nicht als Wald, wenn sie innerhalb von 10 Jahren nach der Bestandesbegründung als solche angemeldet werden und die Umtriebsintervalle (= Zeitraum zwischen zwei Ernten – im Gegensatz zum Begriff Rotationsintervall, welcher als Zeitraum zwischen Anlage und Rodung definiert ist) nicht länger als 30 Jahre betragen. Energieholzkulturen können jederzeit wieder in herkömmliche landwirtschaftliche Kulturen umgewandelt werden. Durch diese Regelung soll ein Anreiz geschaffen werden, landwirtschaftlich genutzte Flächen mit raschwachsenden Holzgewächsen zu bepflanzen und somit in kurzer Zeit große Mengen des Rohstoffes Holz zu gewinnen.

Die im Zeitraum von 1989 bis 1998 im Rahmen der „Ökologischen Begleituntersuchungen zu den Steirischen Energiewaldversuchen“ in der Oststeiermark und zwar in den Bezirken Weiz, Fürstenfeld und Graz-Umgebung durchgeführten Arbeiten sind anschließend in chronologischer Reihung aufgelistet:

KNOFLACHER 1990, KNOFLACHER, BERGHOLD & KATTER 1990, KATTER & al. 1991, KATTER 1992, KATTER & al. 1992, WUTZL & al. 1992, KATTER & al. 1993, HUBMANN 1994, TRINKAUS & RINESCH 1994, TRINKAUS, KATTER & RINESCH 1994, TRINKAUS & al. 1995, TRINKAUS 1996, TRINKAUS 1997, RINESCH & TRINKAUS 1997, TRINKAUS 1998.

Folgende Fachdisziplinen wurden bei der Ermittlung der ökologischen und naturschutzfachlichen Wertigkeit von Energieholzkulturen im allgemeinen und bei der Bewertung verschiedener Bewirtschaftungsweisen (unterschiedliche Gehölzarten und Umtriebszeiten), sowie der ökologischen Auswirkungen von Holzernte und Rodung (in Verbindung mit Entnahme von Wurzelstöcken und partiellem Bodenbruch) berücksichtigt:

- Bodenphysik
- Bodenchemie
- Mikrobiologie (Bodenenzymatik)
- Mykologie
- Phytopathologie
- Phänologie
- Ertragskunde
- Energiebilanzierung
- Vegetationskunde
- Bodenfauna
- Avifauna

Aus den durchgeführten Untersuchungen kristallisierten sich im Laufe der Zeit 7 Themenschwerpunkte heraus, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit für eine möglichst umfassende Bewertung der Energieholzkulturen herangezogen werden, nämlich **Erträge und wirtschaftliche Aspekte, naturschutzfachliche Wertigkeit (Vegetation), naturschutzfachliche Wertigkeit (Fauna), Stabilität, Energie- und Stoffbilanzen, Schutzwirkung (z. B.: Erosionsschutz, Grundwasserschutz, Windschutz) und systemübergreifende Aspekte.**

2. Energieholzkulturen: Erträge und wirtschaftliche Aspekte

Basierend auf in den verschiedensten Regionen der Steiermark durchgeführten Untersuchungen zur Produktion von Biomasse im Kurzumtrieb faßt PELZMANN 1991 folgendes zusammen.

- Phanerophyten sind im Gegensatz zu C4-Pflanzen nicht dafür geeignet im 1-jährigen, aber auch nicht im 2- oder 3-jährigen Rhythmus geerntet zu werden. Lediglich bei den Weiden sind extrem kurze Umtriebszeiten zweckführend, während für alle anderen Gattungen mittlere (6–15 Jahre) oder sogar noch längere (bis zu 30 Jahre) Umtriebszeiten als sinnvoll erachtet werden.
- Die Massenleistungen der verschiedenen Baumarten betreffend hält PELZMANN 1991 fest, daß höhere Erträge sich „kurzfristig“ nur mit Vertretern der Gattungen *Salix* und *Populus* erzielen lassen. Er gibt für die wuchskräftigsten Klone mittlere Erträge von zirka 10–13 t Trockensubstanz pro Hektar und Jahr an.
- Deutlich dahinter liegen diesbezüglich die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) und die Robinie (*Robinia pseudacacia*) mit durchschnittlichen Trockensubstanzleistungen von 6–8 t pro Hektar und Jahr. Noch etwas geringere Erträge sind durchschnittlich mit den anderen Arten erzielt worden.

Unter Berücksichtigung betriebswirtschaftlicher Aspekte (Produktionsvoraussetzung: 10 t Trockenmasseertrag pro Hektar und Jahr) gelangt KNEISSL 1990 zu dem Ergebnis, daß durch intensive Veredelungswirtschaft oder Spezialkulturen das doppelte bis dreifache Einkommen verglichen mit einer Pappelkultur zu erzielen ist.

Diese oben erwähnte Produktionsvoraussetzung findet eine Bestätigung durch die in den gemäßigten Zonen Nordamerikas mittels Bewirtschaftung im Kurzumtrieb mit Laubhölzern erlangten mittleren Erträge von ebenfalls zirka 10–11 t Trockenmasse pro Hektar und Jahr (WRIGHT 1994). TURHOLLOW & PERLACK 1991 halten fest, daß Pappelklone

höhere durchschnittliche jährliche Zuwachsleistungen (14 t Trockensubstanz/Hektar) zeigen. Nach Abzug der Ernte- und Transportverluste reduziert sich der Ertrag allerdings wieder auf 11,3 t Trockenmasse pro Hektar. Mit ähnlichen Erträgen, nämlich 13 t Trockensubstanz und 19,3 % Verlusten, rechnet auch TURHOLLOW 1994. MARLAND & SCHLAMADINGER 1995 bewegen sich bei der Festlegung ihrer Schlüsselparameter zur Modellierung der Auswirkungen land- und forstwirtschaftlicher Nutzungsänderungen auf Treibhausgasemissionen mit kalkulierten 12 t Trockensubstanz Ertrag pro Hektar und Jahr und 20 Prozent Verlusten ebenfalls ungefähr in diesen Dimensionen.

Kleine Vollerwerbsbetriebe, die über wenig Nutzfläche verfügen, werden daher kaum bereit sein, eine intensiv nutzbare Fläche in eine Energieholzkultur umzuwandeln. So ist zu erwarten, daß zukünftig Grenzertragsböden, extensive Grünlandflächen, Rutschungshänge mit hohen Entwässerungskosten, Böschungen, erosionsgefährdete beziehungsweise vernäßte Flächen und überflutungsgefährdete flußnahe Flächen zur Energieholzproduktion herangezogen werden (KNEISSL 1990). Laut UNTEREGGER 1990 bieten Landwirte und Landbesitzer häufig ihre marginalen Flächen für Energieholzkulturen an. Auch das UMWELTFORUM 1992 stellt fest, daß der geringe wirtschaftliche Ertrag die wesentlichste Barriere darstellt, und gibt weiters zu bedenken, daß bei der Gestaltung von Förderungsrichtlinien für Energieholzkulturen darauf geachtet werden soll, daß möglichst wenig Konkurrenz zu traditionellen Formen der Energieholzgewinnung (Niederwald, Mittelwald und Durchforstungsholz im Hochwald) entsteht.

3. Stabilität von Energieholzkulturen

Stabilität bedeutet in der Ökosystemforschung laut SCHAEFER & TISCHLER 1983 die Fähigkeit eines Ökosystems Veränderungen zu widerstehen (= Resistenz) oder nach einer Störung in den Ausgangszustand zurückzukehren (= Elastizität). Für Kulturpflanzenbestände, wie sie Energieholzkulturen darstellen, läßt sich nach Meinung der Autoren der Terminus „Stabilität“ als eine **„bedingt durch weitgehende Resistenz gegenüber Schadorganismen nachhaltige Produktivität“** definieren.

Energieholzkulturen stellen, wie aus bisherigen Untersuchungen (siehe 3.1 und 3.2) hervorgeht, vergleichsweise wenig stabile Ökosysteme dar. Kurze Umtriebszeiten und Fehler bei der Bewirtschaftung wirken zusätzlich destabilisierend. Insbesondere die Problematik der geringen Resistenz gegenüber pathogenen Pilzen konnte im Rahmen der bereits durchgeführten Projekte aufgezeigt werden.

Nachdem aus ökologischer Sicht die ersten Jahre nach Rodungen von Energieholzkulturen die kritischsten Phasen darstellen (TRINKAUS & al. 1995), sollte das Hauptaugenmerk in einem Aufbau möglichst stabiler Bestände durch überlegte Anlage und gezielte Bewirtschaftung von Energieholzkulturen liegen, um Schädlingskalamitäten mit hoher Wahrscheinlichkeit zu vermeiden (siehe auch KUMPFMÜLLER 1991, UMWELTFORUM 1992).

Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden auf Vertretern der beiden Gattungen *Salix* und *Populus* parasitierende Pilze unterschiedlicher systematischer Zugehörigkeit berücksichtigt. In 3.1. und 3.2. wird dargelegt, welche Pilzarten bei Weiden und Pappeln zu relevanten Ertragseinbußen führen und welche Einflußfaktoren für das vermehrte Auftreten phytopathogener Pilze in Weiden- und Pappelkulturen verantwortlich zu machen sind. Diese Ergebnisse beziehen sich in erster Linie auf die in den Versuchsflächen in Krottendorf bei Weiz durchgeführten Untersuchungen. Bezüglich detaillierterer Darstellungen der Pilzzönosen auf Weiden- und Pappelstrünken, der Sukzessionen auf Totholz und phänologischer Aspekte wie zum Beispiel vorzeitigem Laubfall bedingt durch Pilzbefall sei auf KATTER & al. 1993 und TRINKAUS & al. 1995 verwiesen.

3.1 Phytopathogene Pilze in Weidenkulturen

Zwei Weidenklone, nämlich Klon 351T (*Salix viminalis*) und Klon 4/68T (*Salix* spec.) wurden bei den Untersuchungen in erster Linie berücksichtigt. Beide Klone wurden in Umtriebszeiten von 2 und 4 Jahren bewirtschaftet, wobei Klon 4/68T bei einer Umtriebszeit von 4 Jahren die höchsten Erträge lieferte, gefolgt vom selben Klon bei 2-jähriger Umtriebszeit, dem Klon 351T (4-jährige Umtriebszeit) und schließlich vom in 2-jähriger Umtriebszeit bewirtschafteten Klon 351T (siehe KATTER & al. 1993). Es sind also zwei Effekte identifizierbar, die auf phytopathologische Ursachen zurückführbar sind, nämlich erstens ein Kloneffekt und zweitens ein Umtriebszeiteffekt. Zusätzlich zu diesen beiden Effekten haben auch die Pflanzabstände einen sehr bedeutenden Einfluß auf die Erträge. Bei engeren Pflanzabständen (0,8 x 0,5 Meter) sind höhere Erträge feststellbar als bei Abständen von 1 x 1 und 2 x 1,5 Metern, da dadurch eine Kompensation hoher Mortalitätsraten möglich ist (PELZMANN & UNTEREGGER 1992).

Die verglichen mit Klon 351T auch auf anderen Versuchsflächen in der Steiermark höhere Ertragsleistung des Weidenklons 4/68T erklären PELZMANN & UNTEREGGER 1992 mit der wesentlich geringeren Resistenz des Weidenklons 351T gegenüber dem Rostpilz *Melampsora salicina* agg. Dies wurde durch die in Krottendorf bei Weiz durchgeführten Untersuchungen bestätigt, denn es zeigte sich, daß der Klon 351T schon im Mai die ersten Blätter verloren und bereits im Sommer einen großen Teil seiner Laubmasse bedingt durch starken Rostpilzbefall abgeworfen hat (KATTER & al. 1993), während beim Klon 4/68T, dessen Blätter viel weniger stark befallen sind, der Laubfall wesentlich später erfolgt.

Kurze Umtriebszeiten können in einigen Fällen bewirken, daß sich ansonsten eher seltene und in der Regel nur schwach pathogene Pilzarten zu einem Problem entwickeln können. So lieferte laut PELZMANN 1991 auf den Versuchsflächen in der Steiermark der zweijährige Umtriebszyklus bei den Weiden in der Regel geringere Erträge als der vierjährige. Die Ursache hierfür liegt darin, daß bei zweijähriger Umtriebszeit doppelt so oft Eintrittspforten für holzabbauende, parasitische Pilze durch die Holzernten geschaffen werden. *Trametes suaveolens* (Anis-Tramete; Nomenklatur nach JÜLICH 1984), ein Weißfäuleerreger, ist in den Weidenkulturen sehr häufig anzutreffen, besiedelt dort Weidenstrünke und bringt viele Stockausschläge zum Absterben (KATTER & al. 1993).

Außerhalb von Energieholzkulturen ist dieser auch auf Pappeln und Birken (KREISEL 1961) wachsende Basidiomycet lediglich zerstreut vorkommend und besiedelt in erster Linie Stümpfe von Weiden und Pappeln (CETTO 1987) sowie Kopfwiden (siehe ROTHMALER 1990). Diese Angaben decken sich weitestgehend mit eigenen Beobachtungen. In größerer Anzahl konnten die Fruchtkörper der Anis-Tramete nur auf Vertretern der Gattung *Salix* angetroffen werden und zwar in Niederwäldern, in Hecken und in Kopfwidenbeständen, allerdings nirgendwo sonst in einer solchen Menge wie in den Energieholzkulturen.

Rostpilzbefall verursacht in Weidenplantagen die massivsten Ertragseinbußen (CHRISTERSSON, RAMSTEDT & FORSBERG 1992). In zweiter Linie wirkt sich auch das doppelt so häufige Schaffen von Eintrittspforten für *Trametes suaveolens* bei zweijähriger Umtriebszeit negativ auf den Ertrag aus. Die zwei ertragsreduzierenden Effekte (Klon und Umtriebszeit) haben wie auch die Pflanzabstände einen signifikant negativen Einfluß auf den Ertrag. Konkret sind für das vermehrte Auftreten von *Melampsora salicina* agg. die aus nur einem Weidenklon aufgebaute Strauchschicht und die geringen Pflanzabstände zu identifizieren und für den starken Befall der Weidenstrünke durch *Trametes suaveolens* die minimale Diversität in der Strauchschicht, das oftmalige Schaffen von Eintrittspforten, die rauen Schnittflächen und der zu den natürlichen Vektoren hinzutretende Vektor, nämlich die Motorsäge, als die ausschlaggebenden Faktoren festzustellen.

3.2 Phytopathogene Pilze in Pappelkulturen

Die Gattung *Populus* betreffend führen OSTRY & McNABB 1992 als den Ertrag besonders stark in negativer Hinsicht beeinflussende Pilzgattungen folgende an: *Melampsora*, *Marssonina*, *Dothichiza*, *Cytospora* und *Septoria*. Im Rahmen der „Ökologischen Begleituntersuchungen zu den steirischen Energiewaldversuchen“ erfolgten in den Pappelparzellen (Umtriebszeit: 10 Jahre) phytopathologische Untersuchungen (KATTER & al. 1993, TRINKAUS & al. 1995), deren Ergebnisse im folgenden dargestellt werden.

Aufgrund der Tatsache, daß die beiden Gattungen *Salix* und *Populus* der Familie der *Salicaceae* angehören und einander auch bezüglich der Holzanatomie und physikalisch-chemischer Holzeigenschaften ähnlich sind, stellt das Pappelholz auch für die meisten auf Weidenholz vorkommenden Arten ein geeignetes Substrat dar (KREISEL 1961). Im Gegensatz zu den in wesentlich kürzeren Umtriebszyklen bewirtschafteten Weidenparzellen ist jedoch bezüglich der Auswirkungen auf den Ertrag keine relevante Einbuße bedingt durch holzabbauende Basidiomyceten festzustellen. Auch mehrere Jahre nach der Ernte sind Fruchtkörper der Anis-Tramete (*Trametes suaveolens*) nur ganz vereinzelt anzutreffen (TRINKAUS & al. 1995).

Im Gegensatz zu den massiven, durch Rostpilzbefall verursachten Ertragseinbußen in den Weidenparzellen spielten Rostpilze im Untersuchungszeitraum in den Pappelparzellen eine unbedeutende Rolle. Auch die laubbewohnenden Vertreter der anderen eingangs erwähnten Pilzgattungen treten nicht in einem ertragsrelevanten Ausmaß auf.

Anders verhält es sich jedoch mit einem rindenbewohnende Ascomyceten (*Cryptodiaporthe populea*), der hohe Ausfälle verursachte. So waren die Erträge einiger Pappelklone auf der Versuchsfläche in Krottendorf bei Weiz bis zum Erntejahr 1991 zwar hoch, sind jedoch, bedingt durch die hohen Ausfälle, nicht nachhaltig erzielbar (KATTER & al. 1993). Ursache dafür war der Erreger des Rindenbrandes der Pappel, nämlich der Ascomycet *Cryptodiaporthe populea* (Nomenklatur nach ELLIS & ELLIS 1985; Konidienform: *Discosporium populeum*; Synonym: *Dothichiza populea*), ein in hohem Maße wirtsspezifischer Pilz, der nur Vertreter der Gattung *Populus* befällt (BUTIN 1989). Im folgenden wird die Entwicklung der Pappelparzellen vom Jahr der Bestandesgründung bis in die Gegenwart dargelegt.

Die Bestandesgründung erfolgte im Jahr 1981. Im Februar 1991 wurde in diesen Versuchspartellen eine Totalernte durchgeführt. Die auf den Stock gesetzten Pappeln zeigten im Untersuchungsjahr 1991 zumeist reichlich Stockausschläge und die Bestände hinterließen insgesamt einen äußerst vitalen Gesamteindruck. Im selben Jahr ist das Auftreten von *Cryptodiaporthe populea* auf den unteren und zumeist bereits abgestorbenen Ästen von Pappeln außerhalb der Versuchspartellen, die im Jahr 1991 nicht abgeerntet worden sind, festzustellen gewesen.

Von diesen latenten Krankheitsherden ausgehend sind dann die Stockausschläge der Pappeln in den Versuchspartellen von diesem Pilz befallen worden, was in vielen Partellen zum Absterben von bis zu 90 Prozent der Pappeln im Jahr 1992 geführt hat. Lediglich der Oxford-Klon (laut PELZMANN & UNTEREGGER 1992: *Populus maximowiczii* x *berolinensis*) zeigte sich gegenüber dem Erreger des Rindenbrandes der Pappel resistenter (nur etwa 30–40 Prozent abgestorben). Die Anfälligkeit der Arten und Klone gegenüber *Cryptodiaporthe populea* ist höchst unterschiedlich, wobei sich Balsampappeln verglichen mit Schwarzpappeln als wesentlich resistenter erweisen (BUTIN 1989). Im Frühjahr 1993 mußten schließlich, mit Ausnahme der mit dem Oxford-Klon bepflanzten Partellen, alle Partellen gerodet werden. Laut BUTIN 1989 ist aufgrund der sortenspezifischen Krankheitsanfälligkeit die geeignete Klonwahl der wichtigste und umweltfreundlichste Schutz. Weiters weist er darauf hin, daß Pappelquartiere nicht in der Nähe von Altpappelbeständen angelegt werden sollen, da diese häufig latente Krankheitsherde beherbergen (siehe auch vorigen Absatz).

4. Naturschutzfachliche Bewertung von Energieholzkulturen (Vegetation)

Bei der naturschutzfachlichen Bewertung werden die national wie auch international gebräuchlichen Kriterien **Naturnähe** und der **Gefährdungsgrad** berücksichtigt (siehe USHER 1986). Sowohl bezüglich der Naturnähe (wesentlich weniger naturnah als Niederwälder) als auch bezüglich des Bewertungskriteriums „Gefährdung“ (Rote-Liste-Arten fehlen; stenöke Arten sind extrem selten) ist die Wertigkeit der Energieholzkulturen als **gering** einzustufen. Diese Bewertung basiert auf zusätzlich zu den oben erwähnten Forschungsprojekten durchgeführten Erhebungen in den verschiedensten Regionen Europas (z.B.: Erlen-, Eschen-, Robinien-, Pappel- und Weidenkulturen in Österreich, Robinienkulturen in Westungarn, Weiden- und Pappelkulturen in Dänemark, Pappelkulturen in Norditalien). Eine detailliertere Auseinandersetzung mit dieser Thematik erfolgt unter 4.1 und 4.2

4.1 Naturnähe von Energieholzkulturen

In naturnahen Waldökosystemen werden vom Menschen vorwiegend Leistungen des zoologischen Partialsystems und teilweise des botanischen Partialsystems übernommen, während intensiv genutzte Agrarökosysteme durch eine starke Verdrängung der Leistungen des zoologischen Partialsystems und eine starke Beeinflussung des botanischen und mikrobiologischen Partialsystems zu charakterisieren sind (KNOFLACHER 1990). ELLENBERG 1973 reiht Kurzumtriebswälder unter die Kulturpflanzenbestände ein. Der von ihm verwendete Begriff „Holzplantage“ entspricht den ökologischen Bedingungen, denn dadurch wird dem Unterschied zu den traditionellen Nieder- bzw. Mittelwäldern am ehesten Rechnung getragen. Weiters stellen auch Hecken und Ufergehölzformationen, die periodisch zum Zweck der Brennholzgewinnung auf den Stock gesetzt werden, ähnliche Biotoptypen dar (UMWELTFORUM 1992). Im Unterschied zur Jahrhunderte alten Nutzungsform des Ausschlagswaldes, wo herrschende Standortsfaktoren größtenteils die Artenzusammensetzung bedingen und der Mensch lediglich über die Wahl der Umtriebszeit gewissen Baum- und Straucharten einen Konkurrenzvorteil verschafft, wird in Holzplantagen die Wahl der Baumart einzig und allein vom Menschen getroffen (im Regelfall nur eine Art, meist sogar nur ein Klon). Die sich in einem traditionellen Ausschlagswald einstellenden Artenkombinationen ähneln zwar denen in einem naturnahen Wald (HUBMANN 1994), jedoch ist bedingt durch das Auftreten lichtliebender Pflanzenarten die Artenvielfalt erhöht. Im Gegensatz dazu sind in Energieholzplantagen, wie aus KNOFLACHER & al. 1990, KATTER & al. 1993 und TRINKAUS 1996 hervorgeht, in erster Linie Ubiquisten am Aufbau des Unterwuchses beteiligt. Laut UMWELTFORUM 1992 sind traditionelle Ausschlagswälder in der Regel eingespielte, gereifte Ökosysteme, während den Kurzumtriebsystemen selbstregulatorische Fähigkeiten weitgehend fehlen. Weiters wird der ubiquitäre Charakter des Unterwuchses betont und daß für die Einstellung eines ökologischen Gleichgewichtes längere Umtriebszeiten von Vorteil sind.

HUBMANN 1994 führte einen vegetationskundlichen Vergleich von verschiedenen von der Schwarzerle dominierten Niederwäldern mit einer in unmittelbarer Nachbarschaft befindlichen Energieholzkultur (ebenfalls von der Schwarzerle dominiert, jedoch geringere Pflanzabstände und wesentlich kürzere Umtriebszeiten) durch und stellte fest, daß die Anzahl der Gefäßpflanzenarten in Kurzumtriebssystemen wesentlich geringer ist, was vor allem auf das weitgehende Fehlen von Frühjahrsgeophyten und frühblühenden Hemikryptophyten zurückzuführen ist.

Die geringe Naturnähe von Energieholzkulturen findet meßbar ihren Ausdruck in, verglichen mit anderen von Phanerophyten dominierten Standorten, relativ hohen bis

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at
sehr hohen mittleren Hemerobiezeigerwerten (Berechnung nach KOWARIK 1988) und andererseits in sehr niedrigen Ähnlichkeitsindices (Berechnung mittels Sörensen-Index) bezogen auf ein naturnahes Referenzsystem (TRINKAUS 1996). Zu einem sehr ähnlichen Resultat (geringe Ähnlichkeit zwischen relativ naturnahen und traditionell genutzten Niederwäldern einerseits und Energieholzkulturen andererseits) gelangt auch HUBMANN 1994 unter Verwendung clusteranalytischer Methoden.

4.2 Gefährdete Gefäßpflanzenarten in Energieholzkulturen

Der Unterwuchs von Energieholzkulturen wird von nitrophilen Pflanzenarten beherrscht, wobei sogenannte Ubiquisten (Allerweltsarten), die ihren Verbreitungsschwerpunkt in ruderal beeinflussten Habitaten haben, vorherrschen. Dominierende Arten in der Krautschicht (Nomenklatur der Gefäßpflanzen nach ADLER, OSWALD & FISCHER 1994) unter mesischen bis eher feuchten Standortsbedingungen sind: *Urtica dioica*, *Galium aparine*, *Poa trivialis*, *Galeopsis speciosa* und *Cirsium oleraceum* (siehe KATTER & al. 1993, TRINKAUS 1996). Unter mesischen bis eher trockenen Bedingungen herrschen *Urtica dioica*, *Chelidonium majus*, *Galium aparine* und *Bromus sterilis* vor (MUCINA 1993). Stenöke Pflanzenarten spielen in Energieholzkulturen eine untergeordnete Rolle. Frühjahrsgewächse und frühblühende Hemikryptophyten, die in angrenzenden Waldökosystemen in recht großer Artenzahl anzutreffen sind und dort den Frühlingsaspekt bestimmen, fehlen den Kurzumtriebssystemen zumeist völlig (siehe auch HUBMANN 1994, TRINKAUS 1996). Rote-Liste-Arten (laut NIKLFELD & al. 1986) konnten bei den durchgeführten vegetationskundlichen Untersuchungen in verschiedenen Energieholzflächen der Steiermark nicht festgestellt werden.

Aufgrund der wirtschaftlichen Rahmenbedingungen (siehe 2.) ist zu erwarten, daß in erster Linie bislang extensiv bewirtschaftete Flächen, sogenannte Halbkulturformationen, die einen bedeutenden Beitrag zur Erhaltung des für mitteleuropäische Verhältnisse außergewöhnlichen floristischen Artenreichtums Österreichs leisten (ELLMAUER 1994/95), in Energieholzkulturen umgewandelt werden (TRINKAUS & RINESCH 1994).

Als Bestätigung hierfür seien einige Beispiele aus der Steiermark angeführt, nämlich Umwandlung wechselfeuchter Magerwiesen mit *Moenchia mantica*, *Ranunculus auricomus*, *Scorzonera humilis* und *Dianthus deltoides* (durchwegs gefährdete Arten nach NIKLFELD & al. 1986) in eine Schwarzerlen-Energieholzkultur, Umwandlung artenreicher Saumgesellschaften mit *Dactylorhiza maculata* und *Platanthera bifolia* in Energieholzkulturen (TRINKAUS 1996) und schließlich Intensivierung bei der Bewirtschaftung traditioneller Niederwälder in Form von Düngung und kürzeren Umtriebszeiten. Von den in den Niederwäldern festgestellten gefährdeten Pflanzenarten (z.B.: *Carex elongata*, *Iris sibirica*, *Polystichum setiferum*, *Ranunculus auricomus*) konnte in den unmittelbar angrenzenden Energieholzkulturen keine einzige angetroffen werden (HUBMANN 1994). Auch die vom UMWELTFORUM 1992 durchgeführten Erhebungen haben gezeigt, daß auf die Zerstörung naturnaher Grenzertragsflächen bisher zuwenig Rücksicht (Energieholzpflanzungen auf Feuchtfeldern oder Trockenstandorten) genommen wurde.

In diesem Zusammenhang gesehen, nimmt innerhalb der 10 Grundsätze, die das UMWELTFORUM 1992 formuliert hat, der Grundsatz 1 (Energieholzanbau nur auf bisher intensiv genutzten Ackerflächen und in intensiv bewirtschafteten, strukturalarmen Grünlandgebieten) die zentrale Position ein (TRINKAUS 1998). Denn nur bei Berücksichtigung dieses Grundsatzes wird der erwünschte Nebeneffekt einer Verminderung der landwirtschaftlichen Überschüsse zu erzielen sein.

5. Naturschutzfachliche Bewertung von Energieholzkulturen (Fauna)

Betrachtet man Energieholzkulturen hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Avifauna, so sind vor allem folgende charakteristischen Eigenschaften erwähnenswert:

- die typische Vegetationsstruktur (Stockausschlag, Unterwuchs)
- die sich durch Ernte und Rodung rasch verändernden Bedingungen, sowie die damit in Verbindung stehenden störenden Einflüsse
- die Tatsache, daß derartige Flächen verglichen mit landwirtschaftlich intensiv genutzten günstigeren Nahrungsbedingungen bieten als die Umgebung (z.B.: Reife der Kohldistel, reichere Bodenfauna als auf Ackerflächen)
- und das Faktum, daß die Lebensraumstruktur des angrenzenden Umlandes für die Avifauna eine ebenso entscheidende Einflußgröße darstellt.

Zur Erfassung der Avifauna wurden im Zeitraum von insgesamt fünf Jahren (1990–1994) Begehungen durchgeführt. Dabei sind in den Energieholzflächen folgende Arten als regelmäßige Brutvögel zu nennen: Rotkehlchen (*Erethacus rubecula*), Amsel (*Turdus merula*), Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*), Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*), Kohlmeise (*Parus major*), Heckenbraunelle (*Prunella modularis*) und Neuntöter (*Lanius collurio*). Mit Ausnahme vom Sumpfrohrsänger und vom Neuntöter handelt es sich dabei um Arten, welche nicht in erster Linie durch die oben erwähnten charakteristischen Eigenschaften der Energieholzflächen allein dazu veranlaßt werden, hier zu brüten, sondern allgemein in Gebüsch und Dicken unterschiedlichster Art anzutreffen sind. Bei der Kohlmeise ist zu bemerken, daß diese (als Höhlen- und Halbhöhlenbrüter) auf die Altholzbestände in der Fläche angewiesen ist. Dennoch ist sie im Weiden- Erlen- und Pappelbestand zeitweise (z.B.: Ausfliegen der Jungvögel) sehr zahlreich anzutreffen. Letzteres gilt auch für Sumpfrohrsänger, Rotkehlchen, Amsel und Mönchsgrasmücke. Die Heckenbraunelle bevorzugt eher den Altholzbestand.

Der Sumpfrohrsänger benötigt am Brutplatz in offener oder leicht bebuschter Landschaft dichtstehende Hochstaudenbestände, die einen hohen Anteil an vertikalen Verzweigungen aufweisen (bevorzugte Vegetationshöhe 80–160 cm). Dabei ist die Vegetationsstruktur am wichtigsten, während der Pflanzenart nur eine eher untergeordnete Bedeutung zukommt. Aus unterschiedlichen Studien (es wurden insgesamt 1083 Nester untersucht) geht hervor, daß die Nistplatzwahl in 82 % der Fälle auf Brennessel oder Brennessel-Mischbeständen fiel. Die übrigen 18 % verteilten sich auf andere Pflanzenarten, wobei unter anderem auch Weiden (*Salix* spec.) genannt wurden (vergl. dazu GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1991). Wenn an die Energieholzflächen Wiesen und Feldränder angrenzen, welche der Sumpfrohrsänger zur Nahrungssuche aufsucht, so bieten sie optimale Nistmöglichkeiten. In der konkreten Untersuchungsfläche wurde diese Art alljährlich im Bestand angetroffen und erreichte eine größere Siedlungsdichte als durchschnittlich in der Literatur angegeben.

Der Neuntöter ist ein Brutvogel der offenen Buschlandschaft. Habitate, welche für diese Tierart optimale Strukturen und Nahrungsverhältnisse aufweisen (z.B.: Kahlschläge, Waldverjüngungsflächen, Begrünungen von Großbaustellen und Deponien) sind von ihrer ökologischen Ausstattung her kurzlebig (GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Energieholzpflanzungen sind aufgrund der typischen Bewirtschaftungsart für den Neuntöter durchaus förderlich.

Neben den oben erwähnten regelmäßigen Brutvögeln gab es auf der Untersuchungsfläche (Weiden- Pappel-, Erlenbestände inklusive Altholzstreifen) noch weitere Brutnachweis, dazu gehören beispielsweise Singdrossel (*Turdus philomelos*), Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*), Kleiber (*Sitta europaea*) und Buchfink (*Fringilla coelebs*). Für manche Arten war trotz Unterbleiben eines eindeutigen Nachweises ein Brutvorkommen in der Untersuchungsfläche wahrscheinlich. Die beiden außergewöhnlichsten diesbezüglichen

Beobachtungen betrafen in den Jahren 1990 und 1991 den Schlagschwirl (*Locustella fluviatilis*), welcher dichte unterwuchsreiche Bestände bevorzugt und 1992 die Wachtel (*Coturnix coturnix*). Die 1992 herrschenden Vegetationsverhältnisse (nur mäßiger Stockausschlag in den Pappelbeständen) stellten für die Wachtel geeignete Bedingungen dar. Nach PETERSON & al. 1985 ist sie häufig auf ungepflügten Weiden, Feldern, Wiesen, auf Brachgelände und offenem, mit Grasbüscheln bewachsenem Boden anzutreffen.

Auffällige Gäste in der Energieholzfläche sind Stieglitz (*Carduelis carduelis*), Wacholderdrossel (*Turdus pilaris*), Bergfink (*Fringilla montifringilla*) und Wiedehopf (*Upupa epops*):

- Zur Zeit der Reife der Kohldistel finden sich regelmäßige Stieglitze in kleinen Trupps ein und nutzen diese Nahrungsquelle.
- Bei sporadischen Winterbegehungen waren Wacholderdrossel und Bergfink als Gäste zu beobachten.
- Bevorzugte Lebensräume des Wiedehopfs sind offene Landschaften in warmen und trockenen Klimaten mit ausreichendem Höhlenangebot. Bei der Nahrungssuche trifft man diese Art (vgl. BEZZEL 1995) auf lichten Waldflächen, Garten- und Ackerflächen sowie auf Ödland. In baumarmen Gebieten beobachtet man sie auch im Bereich menschlicher Siedlungen. In Energieholzpflanzungen scheidet dieser typische Höhlenbrüter als Brutvogel aus, nützt diese Flächen aber für die Nahrungssuche.

Über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg wurden in der Energieholzfläche folgende Rote-Liste-Arten (vgl. dazu GEPP & ZORN 1994) beobachtet: Rebhuhn (*Perdix perdix*): 1990; Wachtel: 1992, 1993; Schlagschwirl: 1990, 1991, 1993; Neuntöter: 1990, 1991, 1992, 1993, 1994 und Wiedehopf: 1994.

Auf die Frage, inwiefern sich Ernte und Rodung auf die Avifauna auswirken, ist festzustellen, daß dadurch und ebenso bedingt durch die erneute Anpflanzung von bestimmten Baumarten drastische Veränderungen in Gang gesetzt werden. Dies ist auch aus der Literatur bekannt wie zum Beispiel die Ergebnisse von BEZZEL 1982 verdeutlichen. Auch bei den eigenen Untersuchungen zeigte sich deutlich, daß nach einer durchgeführten Rodung oder Ernte das Auftreten von Brutvögeln auf der Energieholzfläche extrem zurückgeht. Mitunter fehlen Brutvögel dann vollkommen. Die Auswirkungen waren bei mosaikartigen, kleinflächigen Holzernten bzw. Rodungen jeweils weniger gravierend als bei großflächigen. Es ist daher aus naturschutzfachlicher Sicht ratsam, auf großflächige Rodungen und Holzernten zu verzichten. Weiters sind Ernte- und Rodungstermine so auszuwählen, daß sie nicht in die Brutzeit (März bis Juni) fallen. Nach KUMPFMÜLLER 1990 soll um Energieholzkulturen ein dauerhafter Umfassungstreifen (auf 10 % der Gesamtfläche) aus einheimischen Gehölzen mit hohem Futter- und Einstandwert mit einer niederwaldartigen Nutzung angelegt werden, um als Rückzugsraum für Tiere nach dem Abernten der Energieholzkulturen zu dienen.

Neben diesen Empfehlungen zur möglichst schonenden Durchführung von Holzernten und Rodungen soll an dieser Stelle erwähnt werden, daß auch aus faunistischer Sicht Nutzungsänderungen von strukturierten Wiesenflächen hin zu großflächigen Forstmonokulturen zumindest für einige weitere Tiergruppen (z.B.: Tagfalter) den Verlust wertvoller Trittsteinbiotop der Kulturlandschaft bedeuten (GEPP & ZORN 1994) und daß eine Eingliederung von Energieholzkulturen in bestehende oder geplante Biotopverbundsysteme angestrebt werden soll (KUMPFMÜLLER 1990).

6. Energie- und Stoffflüsse in Kurzumtriebssystemen

Energieholzkulturen liegen hinsichtlich der Beeinflussung durch den Menschen zwischen Forstökosystemen und Agrarökosystemen. In naturnahen Waldökosystemen werden vom Menschen vorwiegend Leistungen des zoologischen Partialsystems und teilweise des botanischen Partialsystems übernommen, während intensiv genutzte Agrarökosysteme

Wesentlich bei der Beurteilung von verschiedenen Kurzumtriebssystemen ist die Berücksichtigung des Einsatzes von Fremdenergie. Das Verhältnis zwischen Eintrag und Austrag charakterisiert die ökologische Effizienz von verschiedenen Anbauverfahren. Das energetische Verhältnis zwischen Fremdenergie und erntefähiger Nutzenergie bewegt sich zwischen zirka 1:6,9 (SIREN 1983) und 1:16,6 (LYSEN & al. 1992). Bei niederwaldähnlichen Umtriebsintervallen (20jährige Umtriebszeit) gibt PAAVILAINEN 1981 sogar Verhältnisse von 1:36 an. Aus KATTER & al. 1993 geht hervor, daß insbesondere der Einsatz hoher Düngemengen und kurze Umtriebszeiten die Energieeffizienz (erntefähige Nutzenergie/Fremdenergie) reduzieren. Längerfristige Energieholzproduktion ist also unter Berücksichtigung der energetischen Aspekte nur dann ökologisch sinnvoll, wenn längere Umtriebszeiten angestrebt werden (KNOFLACHER 1990).

Auf einen in Hinsicht Nährstoffhaushalt bedeutenden Unterschied, nämlich die unterschiedlichen Umtriebszeiten (Niederwald: ca. 20–40 Jahre; Holzplantage: 1 bis ca. 15 Jahre), soll in der Folge näher eingegangen werden. Nach REHFUESS 1990 führt Niederwaldbetrieb mit kurzen Umtriebszeiten zu besonders hohem Nährstoffschwund, denn je kürzer die Umtriebszeit in Kurzumtriebssystemen ist, desto höher ist auch die Entnahme von Nährelementen (N, P, K, Mg, etc.) aus dem Ökosystem, bedingt durch den prozentuell höheren Rindenanteil des Erntegutes. Der Extraktgehalt der Rinde beträgt 20–30 Prozent des Trockengewichtes gegenüber nur 2–4 Prozent beim Holz. Pektinsubstanzen, Harze, Stärke, Öle, Fette, Wachse, Gerbstoffe, Giftstoffe, Bitterstoffe und Mineralstoffe sind in der Rinde stark vertreten, sodaß der Rohaschengehalt der Rinde bis zu 20fach höher ist als der im Holz (WAGENFÜHR 1980). Eine Ausnahme stellt lediglich Kalzium dar, das in der Rinde sogar in geringeren Konzentrationen auftreten kann als im Holz.

Es sei bezüglich des hohen Nährstoffaustrags bei kurzen Umtriebszeiten auf folgende Arbeiten, die sich auf die für die vorliegende Arbeit relevanten Gattungen beziehen, hingewiesen: ERICSSON 1984 (*Salix spec.*), BERNIER 1984 (*Populus spec.*) und MILLER 1983 (*Alnus spec.*)

PELZMANN 1991 vertritt unter anderem aus oben erwähntem Grund die Ansicht, daß Umtriebszeiten unter 4 Jahren nicht sinnvoll sind und liefert eine Fülle weiterer Argumente gegen extrem kurze Umtriebszeiten. Da der hohe Rindenanteil junger Sproßachsen nicht nur den auf der Versuchsfläche kultivierten Gattungen eigen, sondern für Phanerophyten generell gültig ist, sind extrem kurze Umtriebszeiten (1–3 Jahre) als problematisch einzustufen. Auch KUMPFMÜLLER 1990 fordert aus der Sicht des Umweltschutzes möglichst lange Umtriebszeiten und eine Minimierung der Düngemengen.

7. Schutzfunktionen von Energieholzkulturen

Vielfältig sind die Schutzwirkungen von Energieholzkulturen (Grundwasserschutz, Erosionsschutz, Windschutz), insbesondere dann, wenn man diesbezüglich diese Kulturen mit Äckern vergleicht.

7.1 Energieholzpflanzungen als Erosionsschutz

Zwei der oben angeführten Arbeiten, nämlich WUTZL & al. 1992 und TRINKAUS & al. 1995, beschäftigten sich in erster Linie mit der Erfassung des Erosionsverhaltens von Ackerböden verglichen mit dem von Energieholzkulturen und mit den Auswirkungen von Holzernte und Rodung auf die Aggregatstabilität der Böden. Die Ergebnisse lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

Energieholzflächen zeigen deutlich höhere Aggregatstabilitätswerte als Äcker. Die ständige Bodenbedeckung, die wesentlich tiefer reichende Durchwurzelung (siehe KATTER & al. 1993) und die vorliegende Bodenruhe fördern die biologische Aktivität im Boden, was in den höheren Stabilitätswerten ihren Ausdruck findet. Zusätzlich stellt die geschlossene Vegetationsdecke der Energieholzkulturen einen wirksamen Erosionsschutz dar. Durch den Schutz vor dem Aufprall der Regentropfen und die Verminderung der Fließgeschwindigkeit des Oberflächenwassers kommt es auf der Energiewaldfläche während der gesamten Versuchsdauer im Gegensatz zur angrenzenden Ackerfläche zu keinerlei Erosionsvorgängen (WUTZL & al. 1992).

Zu einer Reduzierung der Aggregatstabilitätswerte kommt es in Energieholzkulturen nach Holzernten und im verstärkten Ausmaß nach Rodungen, wobei jedoch die Werte noch immer deutlich über den in Äckern gemessenen liegen (TRINKAUS & al. 1995). Zusätzlich sind negative Auswirkungen von Rodungen auf die mikrobielle Aktivität (Bodenatmung), den Tiergruppenreichtum (Bodenmesofauna) und selbstverständlich auf den Deckungsgrad in der Strauch- und Krautschicht und die Wurzelmassen festzustellen.

Um möglichst lange Rotationszeiten (Zeitraum zwischen Bestandesgründung und Rodung) zu erzielen, ist erstens bereits bei der Bestandesgründung besonderes Augenmerk auf die Schaffung stabiler Bestände zu legen und zweitens sollten längere Umtriebszeiten (siehe auch 3. „Stabilität von Energieholzkulturen“) bevorzugt werden (UMWELTFORUM 1992).

7.2 Weitere Schutzwirkungen

Ähnliches wie für die Gewährleistung eines effizienten Erosionsschutzes gilt auch für die Nachhaltigkeit von Windschutz- und Grundwasserschutzleistungen von Energieholzkulturen, nämlich, daß sich großflächige Holzernten und vor allem Rodungen negativ auf diese Schutzwirkungen auswirken und daß demzufolge auf die Schaffung stabiler Energieholzkulturen besonderes Augenmerk gelegt werden soll (TRINKAUS & al. 1995).

8. Systemübergreifende Aspekte

8.1 Arealausweitung von Rostpilzen (Uredinales) durch Energieholzkulturen

Ein weiteres und, wie die bislang durchgeführten Arbeiten zeigen, in Zukunft detaillierter zu untersuchendes Problem stellt die Möglichkeit einer Arealausweitung pathogener Organismen durch Einbringung fremdländischer Gehölzarten dar, wobei diesbezüglich in erster Linie die wirtswechselnden Rostpilze von Bedeutung sind.

So erfolgte vor einigen Jahrzehnten mit der Einbringung der nordamerikanischen Strobe (*Pinus strobus*) eine land- und forstwirtschaftlich nicht unbedeutende Arealausweitung des bis dahin wirtschaftlich vollkommen bedeutungslosen Rostpilzes *Cronartium ribicola* (wirtswechselnd zwischen fünfnadeligen Kiefern und Vertretern der Gattung *Ribes* – siehe BUTIN 1989), der in Ribiselkulturen aber auch in Strobenforsten schwere Ertragsseinbußen verursachte.

Ähnliches ist unter Umständen auch bei dem bereits mehrfach erwähnten Rostpilz *Melampsora salicina* agg. zu befürchten, der genaugenommen eine Sammelart darstellt und möglicherweise Lärchen in angrenzenden Wäldern oder auch landwirtschaftlich genutzte Pflanzenarten (siehe POELT 1985) als Zwischenwirt befällt.

Nicht nur aus phytopathologischer sondern auch aus naturschutzfachlicher Sicht, nämlich aufgrund der Möglichkeit des Eindringens florenfremder Gehölzarten in naturnahe Ökosysteme, wie es zum Beispiel bei der Robinie (*Robinia pseudacacia*) und beim

8.2 Energieholzkulturen und deren Auswirkungen auf das Landschaftsbild

Das Landschaftsbild wird definiert als jenes wahrnehmbare Erscheinungsbild, welches sich der Mensch von der Landschaft macht (Formen, Farbe, Größe, Relief, Geruch etc.). Energieholzkulturen stellen innerhalb des Landschaftsbildes ein Element dar, welches bei richtiger Planung weder die Harmonie, noch die Charakteristik oder Diversität der Landschaft negativ beeinträchtigt, sondern mitunter (beispielsweise in intensiv landwirtschaftlich genutzten Regionen) bereichernd wirkt.

Bezüglich der Eingliederung von Energieholzkulturen in die Landschaft bemerkt KUMPFMÜLLER 1990 folgendes:

- Es sollen naturnahe Umfassungstreifen angelegt werden, um einen Sichtschutz zu gewähren und die starken periodischen Veränderungen des Landschaftsbildes weniger problematisch erscheinen zu lassen.
- Weiters soll, bedingt durch dem Umstand, daß Energieholzkulturen auch bei "naturnaher" Anlage recht einformige Strukturen aufweisen und sich große zusammenhängende Flächen negativ auf die Diversität der Landschaft auswirken, eine Flächengröße von 5 ha nicht überschritten werden.
- Grundsätzlich ist linearen Anlagen entlang von Gewässern und Verkehrswegen der Vorzug gegenüber flächigen Anlagen zu geben. Dadurch wird ein gewisser Beitrag zur Vernetzung von Wäldern, Feldgehölzen und bestehenden Hecken geleistet.

Dank

Die der vorliegenden Arbeit zugrunde liegenden Forschungsprojekte wurden teils seitens des Bundesministeriums für Wissenschaft und Verkehr sowie teilweise von der Steiermärkischen Landesregierung finanziert.

Literatur

- ADLER W., OSWALD K. & FISCHER R. 1994: Exkursionsflora von Österreich. – Stuttgart-Wien.
- BERNIER B. 1984: Nutrient cycling in poplar. – IEA-Report 6.
- BEZZEL E. (Hrsg.) 1982: Die Vögel der Kulturlandschaft. – Stuttgart.
- BUTIN H. 1989: Krankheiten der Wald- und Parkbäume. – 2. Aufl., Stuttgart-New York.
- CETTO B. 1987: Enzyklopädie der Pilze. 1. – Stuttgart-New York.
- CHRISTERSSON L., RAMSTEDT M., & FORSBERG J. 1992: Pests, diseases and other injuries in short rotation forestry. – In: LEDIN S. & ALRIKSSON A. (Eds.): Handbook on how to grow short rotation forests, 4.5.1.–4.5.13.
- ELLENBERG H. 1973: Die Ökosysteme der Erde. – In: ELLENBERG H. (Hrsg.): Ökosystemforschung, 235–264. – Berlin-Heidelberg-New York.
- ELLIS M.B. & ELLIS J.P. 1985: Mikrofungi on land plants. – London-Sydney.
- ELLMAUER T. 1994/95: Biodiversity hot-spots in Österreich – eine Annäherung. – Z. Ökologie und Naturschutz 3: 271–279.
- ERICSSON T. 1984: Nutrient cycling in willow. – IEA-Report 5.
- GEPP J. & ZORN S. 1994: 10 Jahre Rote Listen gefährdeter Tierarten in Österreich. – In: Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere in Österreich.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM U.N. & BAUER K.M. (Hrsg.) 1991: Handbuch der Vögel Mitteleuropas – Passeriformes. – 12/1/Teil 3. – Wiesbaden.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM U.N. & BAUER K.M. (Hrsg.) 1993: Handbuch der Vögel Mitteleuropas – Passeriformes. – 13/2/Teil 4. – Wiesbaden.
- HUBMANN B. 1994: Vegetations- und bodenkundliche Untersuchungen in einem oststeirischen Schwarzerlen-Niederwald. – Dipl. Arbeit Univ. Graz.

- © Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at
- JÜLICH W. 1984: Die Nichtblätterpilze, Gallerpilze und Bauchpilze. – In: GAMS H. (Hrsg.): *Kleine Kryptogamenflora*. 2b/1. – Stuttgart.
- KATTER R. 1992: Energieholz – Eine ökologische Alternative. – *Blick ins Land* 11: 20–21.
- KATTER R., BERGHOLD H., FRANZ C., HACK R., RINESCH C., STEINLECHNER E., TRINKAUS P. & WUTZL C. 1992: Ökologische Begleituntersuchungen zu den Steirischen Energiewaldversuchen. Teil 2. – Zwischenbericht, Joanneum Research, Graz.
- KATTER R., BERGHOLD H., HACK R., KNOFLACHER H.M., LIBAL B., RINESCH C. & WUTZL C. 1991: Ökologische Begleituntersuchung zu den Steirischen Energiewaldversuchen. – Endbericht, Forschungsgesellschaft Joanneum, Graz.
- KATTER R., FRANZ C., RINESCH C., ROGEN D., TRINKAUS P. & WUTZL C. 1993: Ökologische Begleituntersuchungen zu den Steirischen Energiewaldversuchen. Teil 2. – Endbericht, Joanneum Research, Graz.
- KNEISSL F. 1990: Betriebswirtschaftliche Aspekte des Energieholzanbaus. – In: KATTER R. (Hrsg.): *Energieholzanbau in Theorie und Praxis*. – Forschungsgesellschaft Joanneum, Graz.
- KNOFLACHER H.M. 1990: Ökologische Begleituntersuchungen zum Steirischen Energieholzprojekt. – In: KATTER R. (Hrsg.): *Energieholzanbau in Theorie und Praxis - Teil 3*. – Forschungsgesellschaft Joanneum, Graz.
- KNOFLACHER H.M., BERGHOLD H. & KATTER R. 1990: Ökologische Begleituntersuchungen zu den Steirischen Energiewaldversuchen. – Zwischenbericht, Forschungsgesellschaft Joanneum, Graz.
- KOWARIK I. 1988: Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin West. – *Schriftenr. des Fachber. Landschaftsentwicklung der TU Berlin* 56, Berlin.
- KREISEL H. 1961: *Die phytopathogenen Großpilze Deutschlands*. – Jena.
- KUMPFMÜLLER M. 1990: Grundsätze für Energieholzkulturen aus der Sicht des Umweltschutzes. – In: KATTER R. (Hrsg.): *Energieholzanbau in Theorie und Praxis, Teil 4*. – Forschungsgesellschaft Joanneum, Graz.
- LYSEN E.H., OUWENS C.D., ONNA M.J.G., BLOK K., OKKEN P.A. & GOUDRIAN J. 1992: The feasibility of biomass production for Netherlands energy economy. – NOVEM-report.
- MARLAND G. & SCHLAMADINGER B. 1995: Biomass fuels and forest-management strategies: How do we calculate the greenhouse-gas emissions benefits? – *Energy* 20 (11): 1131–1140.
- MILLER H.G. 1983: Nutrient cycling in alder. – IEA-Report 2.
- MUCINA L. 1993: Galio-Urticetea. – In: MUCINA L., GRABHERR G. & ELLMAUER T. (Hrsg.): *Die Pflanzengesellschaften Österreichs*. 1: 203–270. – Jena.
- NIKLFEELD H., KARRER G., GUTERMANN W. & SCHRATT L. 1986: Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Österreichs. – In: Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs*, 28–132.
- OSTRY M. & McNABB H. 1992: Pests, diseases and other injuries in short rotation forestry. – In: LEDIN S. & ALRIKSSON A. (Eds.): *Handbook on how to grow short rotation forests*, 4.7.1. –4.7.5.
- ÖSTERREICHISCHE FORSTGESETZNOVELLE 1987.
- PAAVILAINEN E. 1981: Biomass yields and management of natural coppice stands. – IEA-Report 19.
- PELZMANN G. 1991: Produktion von Holz mit raschwüchsigen Baumarten im Kurzumtrieb und gezielte Biomasseproduktion für die Energiegewinnung. – Zwischenbericht, Landeskammer für Land- und Forstwirtschaft (Steiermark), Graz.
- PELZMANN G. & UNTEREGGER E. 1992: Plant material for short rotation forestry. – In: LEDIN S. & ALRIKSSON A. (Eds.): *Handbook on how to grow short rotation forests*, 1.1.1.–1.1.4.
- PETERSON R., MOUNTFORT G. & HOLLOM P.A.D. 1985: *Die Vögel Europas*. – 14. Aufl., Hamburg-Berlin.
- POELT J. 1985: Uredinales. – In: EHRENDORFER F. (Hrsg.): *Catalogus florae Austriae*. – Teil 3, 1. – Wien.
- REHFUESS K. 1990: *Waldböden*. – Hamburg-Berlin.
- RINESCH C. & TRINKAUS P. 1997: Großflächige Ernten von Energieholz vermeiden. – *Österr. Forstz.* 10: 39–40.
- ROTHMALER W. 1990: *Exkursionsflora von Deutschland* 1. – 3. Aufl., Jena.
- SCHAEFER M. & TISCHLER W. 1983: *Ökologie*. – 2. Aufl., Stuttgart-New York.
- SIREN G. 1983: *Energieskogsodling*. – Nämnden för energiproduktionsforskning, 11.
- TRINKAUS P. 1996: Untersuchungen zur Diversität von naturnahen und anthropogen intensiver beeinflussten Ökosystemen in der Oststeiermark. – Diss. Univ. Graz.
- TRINKAUS P. 1997: Energieholzkulturen auf ausgewählte Flächen beschränken. – *Österreichische Forstz.* 10: 41–42.
- TRINKAUS P. 1998: Short rotation forestry: discussion of 10 Austrian principles from the viewpoint of preservation of environment and nature. – *Biomass and Bioenergy* 15: 109–114.
- TRINKAUS P., KATTER R. & RINESCH C. 1994: Ökologische Begleituntersuchungen zu den Steirischen

- © Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at
Energiewaldversuchen unter besonderer Berücksichtigung von Ernte und Rodung. – Zwischenbericht, Joanneum Research, Graz.
- TRINKAUS P., RINESCH C., KATTER R., LIBAL B. & WONISCH A. 1995: Ökologische Begleituntersuchungen zu den Steirischen Energiewaldversuchen unter besonderer Berücksichtigung von Ernte und Rodung. – Endbericht, Joanneum Research, Graz.
- TRINKAUS P. & RINESCH C. 1994: Energiewald – Ökologische Untersuchungen und Bewertung. – In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Hrsg.): Thermische Ganzpflanzennutzung, 163–173.
- TURHALLOW A.F. 1991: The economics of energy crop production. – *Biomass and Bioenergy* 6: 229–241.
- TURHALLOW A.F. & PERLACK R.D. 1991: Emissions of CO₂ from energy crop production. – *Biomass and Bioenergy* 1: 129–135.
- UMWELTFORUM 1992: Expertenforum Energiewaldforschung. – Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung (Hrsg.), Wien.
- UNTEREGGER E. 1990: Das Steirische Energieholzprojekt. – In: KATTER R. (Hrsg.): Energieholzanbau in Theorie und Praxis; Teil 1. – Forschungsgesellschaft Joanneum, Graz.
- USHER M.B. 1986: Wildlife conservation evaluation. – London-New York.
- WAGENFÜHR R. 1980: Anatomie des Holzes. – 2. Aufl., Leipzig.
- WRIGHT L.L. 1994: Production technology status of woody and herbaceous crops. – *Biomass and Bioenergy* 6: 191–209.
- WUTZL C., BERGHOLD H., NESTROY O. & TRINKAUS P. 1992: Untersuchung der Auswirkungen von Energieholzplantagen auf das Erosionsverhalten landwirtschaftlicher Böden. – Endbericht, Joanneum Research, Graz.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark](#)

Jahr/Year: 1999

Band/Volume: [129](#)

Autor(en)/Author(s): Trinkaus Peter, Rinesch Christine

Artikel/Article: [10 Jahre "Energiewaldforschung": Ergebnisse der ökologischen Begleituntersuchungen zu den Energieholzversuchen. 97-110](#)