



Berlin-Brandenburgische
Akademie der Wissenschaften

Materialien der Interdisziplinären Arbeitsgruppe

**Zukunftsorientierte Nutzung ländlicher Räume
- LandInnovation -**

**Optionen der Bereitstellung von
Biomasse aus Wäldern und
Energieholzplantagen für die
energetische Nutzung**

**Szenarien, ökologische Auswirkungen,
Forschungsbedarf**

Bernhard Splechtna
Gerhard Glatzel

Januar 2005

MATERIALIEN Nr. 1

Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften
Interdisziplinäre Arbeitsgruppe *Zukunftsorientierte Nutzung ländlicher Räume*
Jägerstr. 22/23
10117 Berlin
Tel. (030) 20370-538
Fax (030) 20370-214
<http://www.bbaw.de/bbaw/Forschung/Forschungsprojekte/Land/de/Startseite>

Materialien
Nr. 1

Bernhard Splechtna, Gerhard Glatzel
Optionen der Bereitstellung von Biomasse aus Wäldern und Energieholzplantagen für die energetische Nutzung
Szenarien, ökologische Auswirkungen, Forschungsbedarf

© 2005 Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, Berlin

Alle Rechte, insbesondere die der Übersetzung in fremde Sprachen, sind vorbehalten.

Lektorat: Tobias Plieninger
Satzvorlage und Umschlaggestaltung: work:at:BOOK / Martin Eberhardt, Berlin
Printed in Germany

Inhalt

Zusammenfassung	7
<i>Wesentliche ökologische Aspekte der vermehrten Biomasseentnahme aus dem Wald</i>	7
<i>Wesentliche ökologische Aspekte der Niederwaldbewirtschaftung</i>	8
<i>Wesentliche ökologische Aspekte der Energieholzproduktion in Kurzumtriebsplantagen</i>	8
<i>Forschungsbedarf</i>	9
1 Einleitung	11
1.1 <i>Motivation – Bedeutung der energetischen Biomassenutzung und ökologischer Aspekte</i> ..	11
1.2 <i>Ziele der Studie</i>	12
1.3 <i>Aufbau der Studie</i>	12
2 Energetische Nutzung von Biomasse – Rahmenbedingungen und Zielvorgaben	13
2.1 <i>Internationale Abkommen</i>	13
2.2 <i>Nationale, Regionale Ziele</i>	14
3 Nachfrage und Potenzialabschätzung	15
4 Ökologische Kriterien	17
4.1 <i>Nährstoffhaushalt</i>	17
4.2 <i>C-Bindung</i>	18
4.3 <i>Wasserhaushalt</i>	18
4.4 <i>Biodiversität und biogene Risiken</i>	19
4.5 <i>Ressourcenverbrauch – Energiebilanz</i>	20
5 Optionen der Bereitstellung von Biomasse aus Holzgewächsen	21
5.1 <i>Nutzung von Holz aus der Forstwirtschaft</i>	21
5.1.1 <i>Derzeitige Nutzung – Zukünftiges Potenzial</i>	21
5.1.2 <i>Szenario „Maximale Biomasseentnahme aus der Hochwaldbewirtschaftung“</i>	22
5.1.3 <i>Szenario „Traditionelle Niederwaldbewirtschaftung“</i>	28
5.2 <i>Energieholzplantagen</i>	30
5.2.1 <i>Derzeitige Nutzung – Zukünftiges Potenzial</i>	30
5.2.2 <i>Szenario „Kurzumtriebsplantagen auf landwirtschaftlichen Flächen“</i>	31

6 Wissensdefizite und Forschungsbedarf	37
6.1 <i>Nachhaltiges Biomassepotenzial</i>	37
6.2 <i>Nährstoffhaushalt</i>	38
6.3 <i>Kohlenstoffbindung</i>	38
6.4 <i>Wasserhaushalt</i>	39
6.5 <i>Biodiversität und biogene Risiken</i>	39
Danksagung	41
Literaturverzeichnis	43

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Richtziele für Strom aus erneuerbaren Energieträgern zur Erreichung der EU Richtlinie 2001/77/EG	13
Abbildung 2: Abschätzung des Brennstoffbedarfes der Biomasseheizwerke in Österreich	15
Abbildung 3: Abschätzung des Brennstoffbedarfes der Hackschnitzel und Rindenfeuerung in Österreich.....	16
Abbildung 4: Holznutzung und ungenutzter Anteil des jährlichen Zuwachses	21
Abbildung 5: Relative Anteile an Hochwald (Wirtschaftswald und Schutzwald im Ertrag) und Ausschlagwald in den einzelnen Bundesländern und bundesweit.....	22
Abbildung 6: Potenzieller Entzug an Biomasse pro Hektar bei Vor- und Endnutzungen in einem Fichtenbestand 9. Bonität	23
Abbildung 7: Potenzieller Entzug an Stickstoff pro Hektar bei Vor- und Endnutzungen in einem Fichtenbestand 9. Bonität	24
Abbildung 8: Potenzieller Entzug an Kalium pro Hektar bei Vor- und Endnutzungen in einem Fichtenbestand 9. Bonität	24

Zusammenfassung

Im Rahmen der in Österreich und international entwickelten Klimaschutzstrategien haben erneuerbare und CO₂-neutrale Energieträger einen besonderen Stellenwert. Es ist damit zu rechnen, dass vermehrt Mittel aus CO₂-Steuern für Aufforstungen verfügbar werden. Die seit längerem angespannte Lage am Energiemarkt, insbesondere hohe Rohölpreise führen über den Klimaschutz hinaus zu einem politischen Interesse an der Diversifikation der Energieressourcen. Biomasse aus Holz ist diesbezüglich ein Hoffnungsträger, weil sich daraus auch positive Wirkungen auf Beschäftigung, Einkommen und damit auf die gesellschaftliche Struktur im ländlichen Raum ergeben.

Eine verstärkte Förderung der energetischen Nutzung von Biomasse aus traditioneller Waldnutzung und aus Energieholzplantagen macht aber nur Sinn, wenn eine nachhaltige, umweltverträgliche Bereitstellung von Biomasse gewährleistet ist. Um die Nachhaltigkeit besser einschätzen zu können sollte sie anhand messbarer Indikatoren darstellbar sein. Diese Studie stellt einen Überblick über das Wissen über die ökologischen Aspekte der vermehrten Energieholzproduktion und den nötigen Forschungsbedarf dar.

In den meisten Regionen der Welt (ausgenommen Asien) werden die Energieholzpotenziale nicht genutzt. Auch in Österreich wird das Energieholzpotenzial weit höher eingeschätzt als bis jetzt genutzt wird. Eine fundierte Abschätzung des Energieholzpotenzials aus dem Wald und Kurzumtriebsplantagen, die ökologische Fragen genauso berücksichtigt wie sozioökonomische fehlt in Österreich aber noch.

Wesentliche ökologische Aspekte der vermehrten Biomasseentnahme aus dem Wald

- Der Nährstoffgehalt in den Blättern und Feinreisig ist im Vergleich zu Stammholz überproportional hoch. Das heißt, dass bei einer Ganzbaumentnahme mit erheblichen Nährstoffentzügen zu rechnen ist. Wenn keine Kompensationsdüngung eingeplant wird sollte daher generell darauf verzichtet werden.
- Auswirkungen auf den Kohlenstoffvorrat im Wald durch intensivere Nutzung erscheinen nach derzeitigen vorliegenden Ergebnissen bei Aufrechterhaltung einer langfristig nachhaltigen Produktion gering. Auch wenn durch die intensivere Bewirtschaftung die Gesamtkohlenstoffspeicherung des österreichischen Waldes leicht sinken sollte, ist die Substituierung von fossilen Brennstoffen aus ökologischer Sicht positiv zu bewerten.
- Für den Wasserhaushalt sind bei Beibehaltung der kleinflächigen Bewirtschaftung in etwa 100-jährigem Umtrieb kaum Auswirkungen zu erwarten
- Insbesondere das Aufarbeiten der Durchforstungsrückstände ist für die Erhöhung der Biodiversität im Wirtschaftswald positiv.
- Der Totholzanteil in Österreichs Wäldern könnte durch die vermehrte Biomasseentnahme für energetische Zwecke wieder sinken, was sich negativ auf die Biodiversität auswirken würde

Wesentliche ökologische Aspekte der Niederwaldbewirtschaftung

- Niederwälder stellen seit Jahrhunderten erprobte Energiewälder dar, die eine nachhaltige Produktion ohne Düngung gewährleisten.
- Niederwälder gelten als Bereiche mit hoher Biodiversität und als besonders wertvoll, da sie unter anderem frühsukzessionalen Baumarten (Edellaubhölzern) und Lebewesen die an frühsukzessionale Stadien der Waldentwicklung gebunden sind Lebensraum bieten.
- Neu angelegte Niederwälder könnten im Verbund mit produktiveren Kurzumtriebsplantagen als Pufferzonen dienen.

Wesentliche ökologische Aspekte der Energieholzproduktion in Kurzumtriebsplantagen

- Prinzipiell hat die Umwandlung von intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen zu Energieholzplantagen positive Auswirkungen auf die Ökologie einer Landschaft. Im Vergleich zu landwirtschaftlichen Kulturen ist die mehrjährig ungestörte Bodenentwicklung positiv durch die Humusanreicherung im Boden, die höhere Kohlenstoffspeicherung, geringeren Düngerbedarf, Vermeidung von Nitratauswaschung aus landwirtschaftlichen Flächen, die Förderung des Bodenlebens, oder die Strukturvielfalt. Innerhalb der Kurzumtriebsplantagen gibt es allerdings eine große Bandbreite zwischen ökologisch besser und schlechter zu bewertenden Varianten.
- Im Allgemeinen ökologisch günstig sind die Mischung mehrere Klone und Baumarten möglichst heimischer standortsangepasster Baumarten (Erlen, Salweide, Birke, Linde), eine möglichst lange Umtriebszeit bei weiteren Pflanzverbänden, möglichst seltene Rodung, eine kleinflächige Bewirtschaftung, Minimierung des Düngemitelesinsatzes und der Befahrung und ein Verzicht auf Pestizideinsatz.
- Durch die sehr kurzen Umtriebszeiten (von etwa 2 – 12 Jahren) kommt es zu relativ starken Nährstoffentzügen bei der hier angewendeten Ganzbaumnutzung, zumal die Nährstoffspeicherung in den Bäumen in den ersten Jahren besonders hoch sind. Auf längere Sicht werden daher Kurzumtriebsplantagen selbst wenn im Winter (im laubfreien Zustand) geerntet wird im Allgemeinen nicht ohne Kompensationsdüngung auskommen.
- Neben der reinen Biomasseproduktion wird auch bei Kurzumtriebsplantagen immer mehr eine multifunktionale Bewirtschaftung angedacht. Gerade der geringere Nitrataustrag bei Energieholzplantagen im Vergleich zu Ackerland führt zu Überlegungen Energieholzplantagen in intensiv bewirtschaftetem Agrarland als Pufferzonen für den Grundwasserschutz einzusetzen.
- Wegen der hohen Produktionsleistung werden Kurzumtriebsplantagen als Kulturen mit hoher Kohlenstoff Sequestration gesehen. Gleichzeitig bietet sich durch die thermische Nutzung des Holzes die Möglichkeit fossile Brennstoffe einzusparen.
- Bei Pflanzung von nur einem Klon ist das Risiko einer Schädigung durch Bakterien oder Rostpilze hoch.

Forschungsbedarf

Eine verstärkte Förderung der energetischen Nutzung von Biomasse aus traditioneller Waldnutzung und aus Energieholzplantagen macht nur Sinn, wenn eine nachhaltige, umweltverträgliche Bereitstellung von Biomasse gewährleistet ist. Um die Nachhaltigkeit besser einschätzen zu können sollte sie anhand messbarer Indikatoren darstellbar sein. Obgleich dafür in einigen Bereichen bereits gut abgesichertes Wissen aus der forstlichen Forschung vorhanden ist, gibt es in anderen Gebieten großen Forschungsbedarf.

- Die Abschätzung der Biomassepotenziale aus dem Wald und aus Energieholzplantagen sollte durch Einbeziehung ökologischer, technischer und sozioökonomischer Aspekte (ähnlich wie in Deutschland) genauer bzw. realistischer werden.
- Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt fehlen vor allem im Niederwald und bei Kurzumtriebsflächen
- Untersuchungen zum Kohlenstoffvorrat gesamter Ökosysteme und zur Kohlenstoffdynamik sollen die bessere Abschätzungen der Beiträge zur Kohlenstoffbindung in Hoch- und Niederwäldern und Kurzumtriebsplantagen ermöglichen
- Untersuchungen zum Wasserhaushalt im Niederwald und im Vergleich dazu der Wasserverbrauch und Wassereffizienz verschiedener Varianten von Kurzumtriebsplantagen wären dringend notwendig, um verschiedene Kulturen miteinander vergleichen zu können.
- Mindestrichtlinien sollten für die Belassung von Astmaterial oder Totholz im Wald unter Berücksichtigung von Fragen der Biodiversität und des Waldschutzes erarbeitet werden
- Standortsspezifische Richtlinien sollten auch für die Begründung von Energieholzplantagen erarbeitet werden, um den umweltrelevanten Nutzen zu heben und um das Schadrisko zu minimieren. Dafür wären mehr als bisher Versuchsanordnungen nötig, die nicht alleine auf die Produktionsleistung von Klonen abzielen.

1 Einleitung

1.1 Motivation – Bedeutung der energetischen Biomassenutzung und ökologischer Aspekte

Die energetische Nutzung von Biomasse hat weltweit in den letzten Jahren einen über die ursprüngliche Brennholznutzung hinausgehenden hohen Stellenwert erreicht. Es wird davon ausgegangen, dass die Bedeutung der Biomasse als Energieträger in Zukunft noch zunehmen wird. Dafür gibt es mehrere Gründe:

- Unter den Aspekten des Klimaschutzes sind erneuerbare, CO₂-neutrale Energieträger gefragt.
- Auch wenn fossile Brennstoffe noch eine Weile verfügbar bleiben, wird der technische Aufwand sie zu gewinnen weiter ansteigen. Die jüngsten Preisschwankungen bei Rohöl legen eine Diversifizierung in der Energieversorgung schon jetzt nahe.
- Mit der höheren Bedeutung geht eine rasante technische Entwicklung einher, die die Effizienz der energetischen Nutzung von Biomasse steigert und den Einsatz von Biomasse konkurrenzfähiger macht.
- Die politischen Rahmenbedingungen sind derzeit in vielen Ländern und durch internationale Abkommen (Rio, Kioto, Johannesburg) darauf abgestellt erneuerbare Energieträger zu fördern (CO₂-Steuern).
- In der westlichen Welt gibt es landwirtschaftliche Überproduktion. Dadurch werden Flächen frei, die für Energieplantagen genutzt werden könnten.
- Die Biomasseproduktion bringt neue Impulse für den ländlichen Raum – Arbeitsplätze, höheres Einkommen, geringere Abwanderung, Erhaltung der dezentralen Strukturen.

In vielen Ländern sind daher zahlreiche Forschungs- und Entwicklungsprogramme und Studien zum Thema der energetischen Nutzung von Biomasse entstanden (z.B. Ökoinstitut et al. 2004; Hakkila 2004; E.V.A.2003; Röser et al. 2003; Anderl 1998). Zentrale Fragen dabei waren bis jetzt vorwiegend die Abschätzung der aus verschiedensten Quellen nachhaltig produzierbaren Biomasse (Ökoinstitut et al. 2004, Hakkila 2004; E.V.A.2003), Fragen der Logistik (Hakkila 2004; Röser et al. 2003; Caputo et al. 2004), der politischen Rahmenbedingungen (Förderung) (Ökoinstitut et al. 2004; Röser et al. 2003), oder auch der Verbesserung des Wirkungsgrades und Optimierung der Umwandlung in Energie. Fragen der ökologischen Auswirkungen wurden noch relativ wenig beleuchtet, entweder nur in spezifischen Fallstudien oder für Teilaspekte (z.B. Unseld 1999; Krondorfer 1990; Mackensen 1998; Bungart 1999) oder aber in sehr allgemeiner Form als Ökobilanzen, etwa als Vergleich fossiler Brennstoffe mit Biomasse oder verschiedener Biomaseträger untereinander (Reinhard und Zemanek 2000; Ökoinstitut und Partner 2004; Rammer 2003).

Im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung (WCED 1987) erscheint es unbedingt nötig neben ökonomischen, sozialen, und politischen Aspekten auch den ökologischen Aspekten eine umfassende Beachtung zu schenken. Ökologische Aspekte werden zwar in den meisten Studien schon bei der Potenzialabschätzung berücksichtigt (Öko-Institut et al. 2004, E.V.A.2003), eine explizite detaillierte

Zusammenschau der einzelnen ökologischen Aspekte der vermehrten Biomassebereitstellung fehlt allerdings noch. Es geht nicht nur um die Frage der Sicherung der Produktion einer nachhaltigen Menge an Biomasse, sondern es müssen Auswirkungen auf den gesamten Nährstoffhaushalt, die Kohlenstoffsinkfunktion, den Wasserhaushalt und die Biodiversität berücksichtigt werden. Diese Literaturstudie soll für einen Teilaspekt der energetisch nutzbaren Biomasse – der Biomasse aus Holzgewächsen – das derzeitige Wissen über die ökologischen Auswirkungen der vermehrten Biomassenutzung zu beleuchten.

1.2 Ziele der Studie

Die Ziele der Studie ist es deshalb, Szenarien für die vermehrte Bereitstellung von Biomasse aus Wäldern und Energieholzplantagen zusammenfassend darzustellen. Besonderes Augenmerk soll dabei auf den derzeit abschätzbaren ökologischen Auswirkungen liegen. Basierend auf einer gründlichen Literaturrecherche der relevanten Datenbanken, soll der derzeitige Wissenstand kritisch beleuchtet und die durch Forschung zu schließende Wissensdefizite aufgezeigt werden. Die vorliegende Studie erhebt allerdings nicht den Anspruch die gesamte erschienene Literatur zum Thema der ökologischen Auswirkungen der energetischen Nutzung von holziger Biomasse zu erfassen und stellt demnach kein vollständiges Quellenverzeichnis dar.

1.3 Aufbau der Studie

Nach der Einleitung folgt ein allgemeiner Teil, der die politischen Rahmenbedingungen, die Nachfrage- und Potenzialabschätzungen sowie die ökologischen Faktoren beschreibt. Danach wird auf die derzeitige Situation rund um die energetische Nutzung von Biomasse in Österreich Bezug genommen und dann die einzelnen Optionen der vermehrten Bereitstellung von Biomasse und deren, aus dem derzeitigen Wissenstand abschätzbaren, ökologischen Auswirkungen beschrieben. Für jedes Szenario wird explizit auf die Wissensdefizite und den daraus resultierenden Forschungsbedarf eingegangen. Abschließend werden die Ergebnisse zusammengefasst und konkrete Forschungsfelder formuliert um die entsprechenden Wissensdefizite zu schließen.

2 Energetische Nutzung von Biomasse – Rahmenbedingungen und Zielvorgaben

2.1 Internationale Abkommen

Die relevanten internationalen Abkommen beziehen sich vor allem auf den Klimaschutz und das Konzept der „Nachhaltigen Entwicklung“. Spätestens mit der Veröffentlichung des Brundtland-Berichts (WCED 1987) wurde ein internationaler Prozess eingeleitet, der unter anderem versucht ein gemeinsames Verständnis und weltweite Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Entwicklung und den Klimaschutz zu entwerfen. Die Konferenzen in Rio de Janeiro (1992) und Johannesburg (2002) sind Meilensteine dieses Prozesses. Trotz aller Schwierigkeiten die unterschiedlichen Voraussetzungen in den verschiedenen Teilen der Erde zu berücksichtigen und zu einer weltweiten Einigung zu kommen, folgte auf die Klimarahmenkonvention von Rio das Klimaabkommen von Kioto (1997). In diesem Klimaabkommen verpflichteten sich die Industriestaaten bis zur Zielperiode 2008–2012 den weltweiten Ausstoß an Treibhausgasen gegenüber 1990 um 5,2% zu senken. Die Europäische Union (EU) hat sich verpflichtet den Ausstoß von CO₂ und der anderen Treibhausgase insgesamt um 8% zu senken. Beispielsweise hat die EU für alle Mitgliedsländer Richtziele des Anteils des Bruttostromverbrauches aus erneuerbarer Energie festgelegt (EU-RL 2001/77/EG, E.A.V. 2003, Abbildung 1).

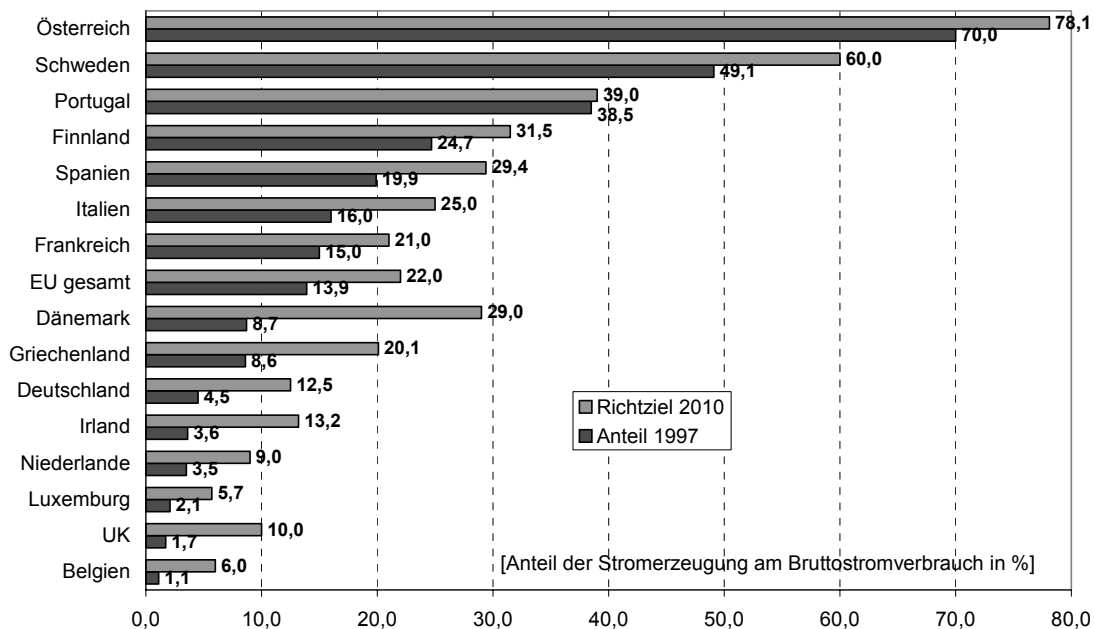


Abbildung 1: Richtziele für Strom aus erneuerbaren Energieträgern zur Erreichung der EU Richtlinie 2001/77/EG

Quelle: E.A.V. 2003, 4% Machbarkeitsstudie

2.2 Nationale, Regionale Ziele

In sehr vielen Ländern werden erneuerbare Energieträger aus Gründen des Klimaschutzes gefördert, sei es durch Stromeinspeisetarife oder durch steuerliche Maßnahmen. In einigen Ländern, wie z.B. Schweden, Dänemark und Norwegen, werden bereits jetzt CO₂-Steuern eingehoben um erneuerbare Energie zu fördern, in den baltischen Ländern ist das geplant (Röser et al. 2003). Neben dem Klimaschutz werden auch noch andere Ziele für die Förderung der erneuerbaren Energieträger genannt, wie etwa die Verringerung der Abhängigkeit von Energieimporten und die Schaffung von Arbeitsplätzen und Impulse für den ländlichen Raum (Ökoinstitut et al. 2004).

Viele Länder haben sich ehrgeizige Ziele gesteckt um die Vorgaben der EU zu erreichen. Die Bundesrepublik Deutschland verfolgt beispielsweise das Ziel bis 2010 mindestens 12,5% Strom und mindestens 4,2% Primärenergie aus erneuerbaren Energien zu gewinnen; bis 2020 sollen 20% des Stroms und bis 2050 sogar 50% des gesamten Energieverbrauches aus erneuerbarer Energieproduktion stammen. In Österreich, das durch die Nutzung der Wasserkraft schon lange einen hohen Energieanteil aus erneuerbaren Energieträgern hat, hat sich zum Ziel gesetzt ab 2008 4% des gesamten Stromes (außer Wasserkraft) aus erneuerbarer Energie zu bestreiten (E.A.V. 2003). Durch die Förderungspolitik wurde ein regelrechter Boom vor allem im Ausbau der Windkraft, aber auch der Biomassenutzung erreicht. Es scheint heute möglich, dass dieses Ziel bereits vorzeitig erreicht wird.

3 Nachfrage und Potenzialabschätzung

In Deutschland kommt eine umfassende Szenarienstudie basierend auf einer Potenzialabschätzung aller relevanten Biomasseträger zu dem Ergebnis, dass bis 2030 bereits 16% des Stroms, 10% der Wärme und 12% des Treibstoffes für PKW aus Biomasse nachhaltig erzeugt werden könnten (Ökoinstitut et al. 2004), wobei dabei gut die Hälfte der gesamten aus Biomasse erzeugten Energie auf Holz entfällt. Dafür ist allerdings eine – laut Studie – konsequente Ausschöpfung des nachhaltigen Biomassepotenzials aus allen Bereichen notwendig.

Österreich, das durch die Nutzung der Wasserkraft schon lange einen hohen Energieanteil aus erneuerbaren Energieträgern hat, hat sich zum Ziel gesetzt ab 2008 4% des gesamten Stromes (außer Wasserkraft) aus erneuerbarer Energie zu bestreiten. Für dieses Ziel alleine ist eine Steigerung der holzigen Biomasse um 2 Mio Vfm/Jahr notwendig (E.V.A.2003). Wird noch die zusätzlich erforderliche Menge aus den laufend entstehenden kleineren Fernwärmanlagen und der Förderung von Kleinanlagen für die Wärmeerzeugung hinzu gerechnet, ergibt sich ein zusätzlicher Bedarf von 6 Mio Vfm/Jahr bis 2008 (Abbildungen 2 und 3).

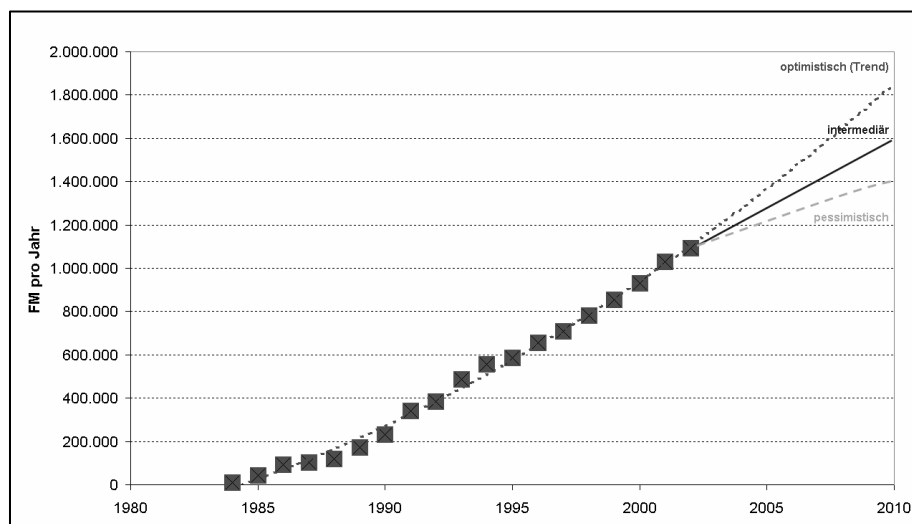


Abbildung 2: Abschätzung des Brennstoffbedarfes der Biomasseheizwerke in Österreich

Quelle: E.A.V., Vortrag Nemesthoty 2004

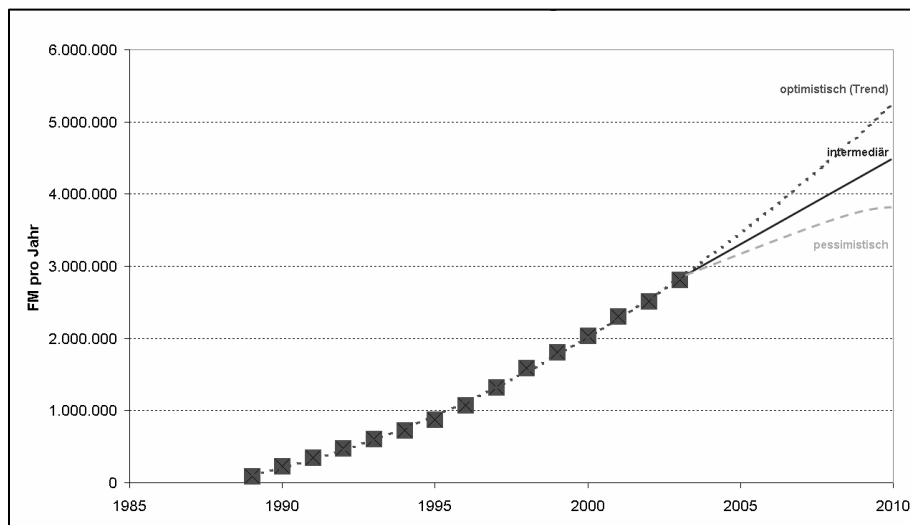


Abbildung 3: Abschätzung des Brennstoffbedarfes der Hackschnitzel und Rindenfeuerung in Österreich

Quelle E.A.V., Vortrag Nemesthoty 2004

Bei der wirtschaftlichen Nutzung und Pflegeeingriffen der Wälder fallen große Mengen an Biomasse an, die potenziell für die energetische Nutzung in Frage kommen. Dies sind bei der Vornutzung sowohl ein Teil des Schaftholzes als auch das Restholz (Zopf, Reisig und Nadelmasse). Ein Teil des Schaftholzes deswegen, weil – je nach Zeitpunkt der Durchforstung – ein Teil anderen Nutzungen zugeführt werden kann, wie z.B. als Schleifholz oder Schwachrundholz. Bei der Endnutzung fällt im Hochwald nur das Restholz oder besonders minderwertige Sortimente als energetisch nutzbarer Anteil an, da die stoffliche Nutzung des Holzes nicht zuletzt auf Grund des besseren wirtschaftlichen Ertrages Vorrang erhält. Die stoffliche Nutzung des Holzes hat ja auch in Bezug auf gegenwärtige Klimaschutzziele den positiven Effekt Kohlenstoff längerfristig zu binden. Weitere Faktoren, die eine maximale Erschließung der Biomassepotenziale für die energetische Nutzung aus dem Wald verhindern sind die Bemühungen um eine nachhaltige Waldbewirtschaftung sowie strukturelle – logistische Probleme (Ökoinstitut et al. 2004). Anders verhält es sich mit Niederwaldbewirtschaftung, wo die gesamte oberirdische Biomasse der energetischen Nutzung zufließt. Die Niederwaldbewirtschaftung unterscheidet sich ja durch die viel kürzeren Umtriebszeiten und die Verjüngung durch Stockausschlag weitgehend von der Hochwaldwirtschaft. Deshalb wird dieser Nutzungsart ein eigenes Szenario gewidmet sein.

Potenzialabschätzungen der energetisch nutzbaren Holzmassen aus dem Wald berufen sich zumeist auf vorhandene Daten einer bundesweiten Waldinventur und auf die Differenz zwischen Nutzung und Zuwachs bzw. auf Holzeinschlagsmeldungen (Ökoinstitut et al. 2004, Hakkila 2004, E.V.A.2003, Lechner 1997). Gezielte Erhebungen fehlen hier noch weitgehend, es liegt allerdings eine umfassende Studie aus Deutschland vor, die unter verschiedenen Szenarien die Restholzmengen, basierend auf die zu erwartende Schaftholznutzung bis 2030, für Deutschland abzuschätzen versucht. Dabei wird erstmals auch die zu erwartende Waldentwicklung in einem Modellansatz miteinbezogen. Außerdem wird realistischerweise auch nicht von einer Ausnutzung des gesamten Rundholzpotenzials ausgegangen, weil aus wirtschaftlichen Überlegungen nicht damit gerechnet werden kann, dass der Markt einer 100% Ausnutzung des Zuwachses ohne drastische Reduktion der Deckungsbeiträge tragen kann. Eine derart detaillierte Potenzialabschätzung fehlt für Österreich noch.

4 Ökologische Kriterien

Dieses Kapitel soll einerseits ökologischen Grundlagenwissens für die ausgewählten Aspekte beleuchten, andererseits auch Argumente bringen, warum gerade diese ökologischen Aspekte für die vermehrte Entnahme von holziger Biomasse relevant erscheinen. Dies soll die Basis für die in den folgenden Kapiteln vorgenommene ökologische Einschätzung der einzelnen Szenarien liefern.

4.1 Nährstoffhaushalt

Mit jeder Biomasseentnahme werden auch Nährstoffe aus dem System entnommen. Wie bei jeder Bilanz müssen Nährstoffverluste (Ernte, Sickerwasser, Ausgasung von N-Verbindungen) der Nährstoffzufuhr (Niederschlag und Aerosole, Symbiotische N-Bindung, Mineralverwitterung, Hangsickerwasser oder Grundwasser, gegebenenfalls Düngung) gegenübergestellt werden. Dabei hängen die Prozesse stark von der Beschaffenheit des komplexen Systems Pflanze-Boden ab, das über die Prozesse der Nährstoffbindung die Höhe der Verluste und die Menge der pflanzenverfügbaren Nährstoffe beeinflusst. Die Nährstoffbindung findet in der Biomasse der Bäume und der Bodenvegetation nach Aufnahme durch die Wurzeln, in den Bodenkolloiden und im Bodenwasser, sowie durch den Abbau der Laubstreu und der Bildung einer Humusschicht und eines entsprechenden Bodenlebens statt. Humus ist dabei der wichtigste Stickstoff und Kohlenstoffspeicher im Boden. Mächtigkeit und Art des Humus können relativ rasch durch die Art des Bewuchses (Management) beeinflusst werden (vgl. Kimmins 1997).

Der Nährstoffgehalt in den Blättern und im Feinreisig ist im Vergleich zu Stammholz überproportional hoch (Katzensteiner 2003 nach Englisch 1987). Daraus folgt, dass bei einer Ganzbaumentnahme mit erheblichen Nährstoffentzügen zu rechnen ist. Diese Ergebnisse der ökologischen Stoffhaushaltsuntersuchungen spiegeln sich auch in Untersuchungen zur Zuwachsminderung bei Ganzbaumnutzung in Durchforstungsversuchen wieder (Sterba et al. 2003, Nord-Larsen 2002). Eine deutliche Zuwachsminderung scheint dann aufzutreten, wenn auch die Blattmasse entnommen wird. Diese Ergebnisse sprechen für ein belassen zumindest der Blattmasse im Wald und gegen die Ganzbaumnutzung, auch wenn die Auswirkungen der Ganzbaumentnahme je nach Standort sehr unterschiedlich ausfallen könnten (vgl. Kimmins 1977, 1997). In den skandinavischen und baltischen Ländern hat es in den letzter Zeit deshalb intensive Untersuchungen zum Thema Verringerung der Nährstoffverluste und Kompensationsdüngung in Energieholzplantagen insbesondere mit Holzasche gegeben (z.B. Armolaitis et al. 2002).

Da Pflanzen aus dem Boden immer mehr Kationen aufnehmen als Anionen und dabei Protonen zum Ladungsausgleich abgeben, führt Nährstoffaufnahme immer zu einer temporären Versauerung. Wird nun Biomasse entnommen und dem Abbauprozess entzogen, kann kein temporärer Ausgleich dieser Versauerung durch Freiwerden der Kationen erfolgen. Daher bedeutet Biomasseentzug langfristig auch immer eine Versauerung (vgl. Englisch 1987).

Neben den Nährstoffverlusten durch Biomasseentnahme sollte die Nährstoffauswaschung besondere Beachtung finden, zumal die Auswaschung von Nitrat negative Auswirkungen auf die Trinkwasserqualität hat. Besonders in Zusammenhang mit einer etwaigen Stickstoffdüngung ist darauf Bedacht zu nehmen. Stickstoffauswaschung ist aber allein schon durch Effekte der starken Mobilisierung im Boden nach Ernteeingriffen (Assart Effekt) zu erwarten (vgl. Kimmins 1997, Katzensteiner 2000), vor allem dann, wenn die Nährstoffe nicht rasch von einer Vegetationsdecke aufgenommen werden.

Ein weiterer umweltrelevanter Aspekt des Stickstoffkreislaufes ist die Denitrifikation und die damit verbundene Ausgasung von Lachgas (N_2O), das ein hochwirksames Treibhausgas darstellt aber auch zum Abbau der Ozonschicht beiträgt. Denitrifikation findet unter anaeroben Bedingungen statt und bedeutet die Reduktion von Nitrat (NO_3^-) über mehrere Zwischenprodukte (z.B. N_2O) zu Luftstickstoff (N_2). Dieser Prozess ist sehr komplex und Vorhersagen über die Höhe der Stickstoffverluste sind schwierig und hängen vom Zustand der Böden und der Bewirtschaftung ab. Findet dieser Prozess unter sauren Bedingungen statt und ist der Nitrat und Nitritgehalt im Boden hoch und der Sauerstoffgehalt dabei nicht sehr gering, dann wird die Ausgasung von N_2O gegenüber N_2 begünstigt (vgl. Brady und Weil 1996). In ungestörten Waldökosystemen ist die Ausgasung von Stickstoffverbindungen relativ konstant und gering, während bei landwirtschaftlicher Bewirtschaftung zeitlich und räumlich große Schwankungen auftreten können.

4.2 C-Bindung

Eine zentrale Rolle für den Klimaschutz spielt die Kohlenstoffspeicherung in Biomasse und Boden. Weltweit ist im Boden mehr Kohlenstoff gespeichert als in Vegetation und Atmosphäre zusammen (vgl. Brady and Weil 1996). Allgemein haben von Wald bedeckte Flächen eine höhere C-Speicherung als landwirtschaftlich genutzte Flächen. Die C-Speicherung im Boden hängt vom Klima, der natürlichen Vegetation und der Bewirtschaftung ab. In Böden in kühlen und feuchten Klimaten findet man eine höhere Kohlenstoffspeicherung als unter warmen und trockenen Verhältnissen. Entwaldung, das Trockenlegen von Feuchtgebieten und die Kultivierung von Land führen dazu, dass weltweit die Freisetzung von Kohlenstoff aus dem Boden die Kohlenstoffbindung übersteigt. Während diese allgemeinen Grundsätze bekannt sind, sind standörtlich differenzierte Änderungen im Kohlenstoffhaushalt nach Nutzungsänderungen und vermehrter Biomasseentnahme noch wenig untersucht. Die Kohlenstoffspeicherfähigkeit des Bodens hängt dabei stark mit dem Stickstoffhaushalt und damit mit den Erntemaßnahmen zusammen; beispielsweise ob Ganzbaumnutzung oder nur Stammholz (Katzensteiner 2003; Johnson und Curtis 2001).

4.3 Wasserhaushalt

Waldbestände haben im Allgemeinen eine positive Wirkung auf den Wasserhaushalt eines Einzugsgebietes, weil sie den Abfluss speziell bei Starkregen dämpfen und somit zum Hochwasserschutz beitragen (Bosch and Hewlett 1982; Hornbeck et al. 1993). Spezifisch für den Wasserhaushalt im Wald sind die hohe Interzeption der Baumkronen, ein hoher Wasserverbrauch, ein relativ tief reichendes Wurzelsystem, und ein relativ hoher Anteil organischer Substanz mit relativ mächtigem Humuskörper. Dabei gibt es jedoch starke Unterschiede je nach Baumart, so ist der Wasserverbrauch von Laubbäumen um einiges höher als der von Nadelbäumen (z.B. von Höhnel 1884 zit. nach Köstler 1968; Hinkley et al. 1994; Schume et al. 2004) und die Interzeption bei Nadelbäumen höher (Brechtel and Pavlov 1977; Benecke 1984; Schume et al. 2004). Folglich kann

über die Baumartenwahl und das gewählte Ernteverfahren (z.B. Kahlschlag oder Einzelbaumnutzung) der Abfluss aus einem Waldgebiet beeinflusst werden.

Auf der anderen Seite wirkt speziell in (sommer-)trockenen Gebieten Wassermangel limitierend auf das Wachstum der Bäume und somit auf die Biomasseproduktion. Auch hier ist eine entsprechende Baumartenwahl entscheidend, die Rücksicht auf die Charakteristika der Baumarten und die klimatischen Gegebenheiten nimmt. Eine Berücksichtigung des hohen Wasserverbrauches von Bäumen muss auch in eine Nachhaltigkeitsbewertung von Energieholzplantagen einfließen (Mitchell et al. 1992), speziell dort, wo in trockenen Klimazonen Aufforstungen aus Gründen der Aufbesserung der Kohlenstoffbilanz angedacht werden. Die Auswirkungen dieser Maßnahmen auf den Grundwasserspiegel sind dabei abzuschätzen. Die Auswirkungen von vermehrter Biomasseentnahme (z.B. Verdichtung durch oftmaliges Befahren bei der Ernte) auf die bodenphysikalischen Merkmale, die wesentlich die Speicherkapazität an pflanzenverfügbarem Wasser beeinflussen, sind bisher wenig untersucht (vgl. Unseld 1999).

4.4 Biodiversität und biogene Risiken

Der Begriff Biodiversität hat in viele politische Zielprogramme Eingang gefunden (z.B. Paneuropäische Kriterien für eine nachhaltige Waldwirtschaft, MCPFE Report on Sustainable Forest Management in Europe 2003). In diesen Programmen wird hohe Biodiversität mit hohem Natürlichkeitsgrad und gleichzeitig hoher Stabilität von Ökosystemen gleichgesetzt. Ohne hier näher auf die Definitionen von Biodiversität eingehen zu wollen, soll darauf verwiesen werden, dass neben der Betrachtung der Artenanzahl immer auch die biologische Vielfalt in der Struktur der Ökosysteme gemeint ist.

Natürliche und naturnahe Wälder haben generell ein relativ hohes Maß an biologischer Vielfalt, das den klimatischen und biologischen Gegebenheiten einer Region entspricht. Grundsätzlich wird zwar je intensiver eine Landnutzung ist, die Biodiversität mittelfristig abnehmen, aus einer pragmatischen Sicht ergibt sich allerdings, dass hohe Biodiversität nicht unbedingt eine Kategorie der Naturnähe darstellen muss. Gezieltes Management könnte die Biodiversität eines bestimmten Waldbestandes über die sich natürlich einstellende - zumindest temporär - erhöhen. Managementeingriffe können die Biodiversität sowohl erhöhen als auch senken. Beispielsweise hat ein Durchforstungseingriff in einem Altersklassenwald, durch die Erhöhung des Lichtangebotes sicher positive Effekte auf die Artenvielfalt der Vegetation als auch auf die Lebensraumfunktion für die Fauna (Leitgeb und Englisch 2003).

Die Schadanfälligkeit eines Systems wird als höher eingestuft, je geringer die Biodiversität ist. Dies gilt sowohl für die meisten abiotischen (Sturm) als auch biotischen Gefahrenpotentiale (Schadinsekten, Pilze). Insbesondere in Monokulturen ist die Gefahr der Massenvermehrung von Kulturschädlingen besonders hoch, wie der hohe Pestizid- und Fungizideinsatz in der intensiven Landwirtschaft eindrucksvoll beweist. In der Forstwirtschaft Mitteleuropas ergeben sich besonders dort Probleme, wo nicht standortgemäße Baumarten in Reinbeständen forciert wurden, insbesondere die Fichte in Tieflagen. Durch die Klimaerwärmung steigt das Gefahrenpotenzial allerdings auch in höher gelegenen Regionen an.

Hohe Biodiversität wirkt der Massenvermehrung von Schadinsekten entgegen, weil in Ökosystemen mit mehr Nischen auch Antagonisten der Schädlinge Lebensraum finden, weil die Ausbreitung von wirtsspezifischen Krankheitserregern von einem Individuum zum nächsten behindert

wird und auch weil das Schadrisko auf viele Arten verteilt wird. Biogene Risiken und Biodiversität können also insofern auch als die Kehrseite derselben Medaille betrachtet werden. Eine Abschätzung der Auswirkungen einer vermehrten Biomasseproduktion auf die Biodiversität ist daher nicht nur aus ökologischen Gründen von Bedeutung.

4.5 Ressourcenverbrauch – Energiebilanz

Die Produktion, der Transport, die Aufbereitung, und die Lagerung von Biomasse für die energetische Nutzung ist auch mit Energieverbrauch, CO₂ – Ausstoß, und Emissionen verbunden. Der Einsatz von Maschinen, Verkehrsmittel, Trocknungsanlagen, und Düngemittel wirkt sich nicht nur auf die Kosten negativ aus, sondern sollte auch in der Beurteilung der Szenarien zu einer nachhaltigen Biomassebereitstellung Berücksichtigung finden. Beispielsweise wirkt sich die geringere Energiedichte der Biomasse im Vergleich zu fossilen Brennstoffen negativ auf den erforderlichen Transportaufwand aus (vgl. Reinhardt und Zemanek 2000). Diese Studie konzentriert sich allerdings auf die unmittelbaren ökologischen Auswirkungen am Standort und hat somit nicht das Ziel eine vollständige Energiebilanz zu zeichnen.

5 Optionen der Bereitstellung von Biomasse aus Holzgewächsen

In diesem Kapitel sollen verschiedene Szenarien entworfen werden und die bereits jetzt abschätzbaren ökologischen Auswirkungen beschrieben werden bzw. Wissenslücken aufgezeigt werden. Diese Szenarien gehen von einer für die jeweilige Option maximal denkbaren Biomasseentnahme aus. Die ökologischen Auswirkungen werden dann an Hand der oben eingeführten relevanten Aspekte abgeschätzt. Es werden auch Maßnahmen oder Praktiken vorgeschlagen um etwaige negative Auswirkungen zu vermeiden.

5.1 Nutzung von Holz aus der Forstwirtschaft

5.1.1 Derzeitige Nutzung – Zukünftiges Potenzial

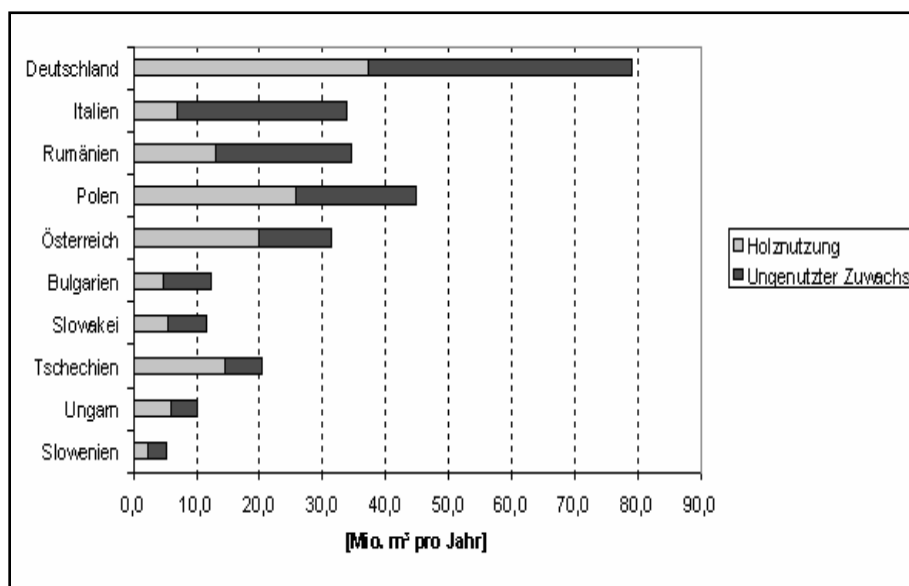


Abbildung 4: Holznutzung und ungenutzter Anteil des jährlichen Zuwachses

Quelle: MCPFE Report 2003, UNECE/FAO 2000

In Österreich steigen die Waldfläche als auch der Vorrat laut Österreichischer Waldinventur stetig an (Schadauer und Büchsenmeister 2004, Abbildung 4). Gegenüber der letzten Erhebung 1992–1996 ist der Vorrat von 988 Mio Vfm auf 1095 Mio Vfm angestiegen. Dies ist sowohl auf geringere Nutzung als auch auf erhöhten Zuwachs durch günstige Witterung zurückzuführen. Der Zuwachs betrug 31,28 Mio Vfm/Jahr. Die für die Biomassebereitstellung besonders interessanten Durchforstungsreserven sind im Schnitt um 11% angestiegen, im Kleinwald sogar um 16%, und betragen bereits 64 Mio Vfm. Allerdings hat auch der Vorrat im Starkholz stark (um 53%) zugenommen (Schadauer und Büchsenmeister 2004). Eine Studie der E.V.A. (2003) ergibt bereits aus den Daten der Waldinventur

(1992–1996) ein theoretisches Stoffpotential von 12,8 Mio Vfm/Jahr und ein realistisch nutzbares Potenzial von 4,5 Mio Vfm/Jahr. Die Ausschöpfung dieses Drittels des theoretischen Potenzials wird nur bei entsprechender Verbesserung der Rahmenbedingungen gesehen (Intensivierung der Nutzung, Verbesserung der Erntetechnologie und der Logistikketten) (E.V.A. 2003). Letztendlich wird aber nicht begründet warum gerade die 4,5 Mio fm tatsächlich erreichbar scheinen und eine andere Möglichkeit als die der Schätzung erscheint auch aus den derzeit vorhandenen Daten nicht möglich.

Die traditionelle Energieholzproduktion in Form von Ausschlagwald (Niederwald- und Mittelwaldbewirtschaftung) spielt in Ostösterreich zumindest lokal noch eine größere Rolle (vor allem im Burgenland und im Weinviertel), während in den westlichen und südlichen Bundesländern kaum Ausschlagwald anzutreffen ist (Abbildung 5). Im Ausschlagwald werden bei verkürzter Umtriebszeit durch Stockausschlag minderwertige Laubholzsortimente erzeugt, die in der Regel nur als Brennholz oder bestenfalls als minderwertiges Industrieholz vermarktet werden können. „Da der Absatz von traditionellem Brenn- bzw. Scheitholz im Bereich der Ballungszentren rapide abnimmt, sind die Waldeigentümer dieser Waldflächen an neuen Verwertungsmöglichkeiten für ihre Energieholzsortimente sehr interessiert“ (E.V.A. 2003).

Zu den verschiedenen Formen des Niederwaldes zählen neben Laubwäldern der Tieflagen und Auwäldern auch Ufer begleitende Gehölze entlang von Bächen und Hecken und Feldgehölze. Je nach Standort und Umtriebszeit liegen die erzielten Erträge zwischen 3 und 15 Festmeter pro Hektar und Jahr (Grabherr et al. 1992). Rückblickend kann festgehalten werden, dass die österreichische Niederwaldbewirtschaftung schon über Jahrhunderte nachhaltige Erträge liefert.

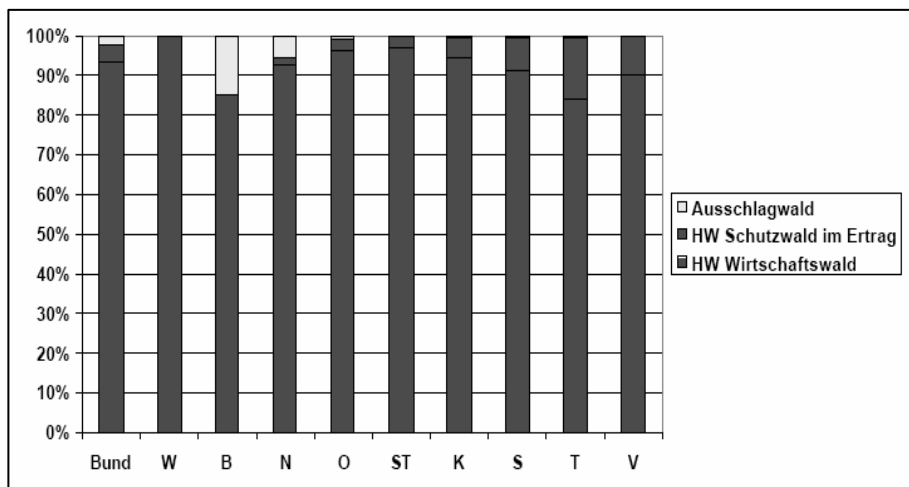


Abbildung 5: Relative Anteile an Hochwald (Wirtschaftswald und Schutzwald im Ertrag) und Ausschlagwald in den einzelnen Bundesländern und bundesweit

Quelle: E.V.A. 2003

5.1.2 Szenario „Maximale Biomasseentnahme aus der Hochwaldbewirtschaftung“

Dieses Szenario geht davon aus, dass eine tatsächliche Mobilisierung der zusätzlich möglichen Biomasseentnahme aus dem Wald wirtschaftlich und logistisch auf einen gegebenen Waldbestand oder für eine Region möglich ist. Es wird angenommen, dass eine maximale Nutzung der Biomasse aus dem Wald bei Vor- und Endnutzung etwa durch Ganzbaumnutzung und allenfalls Nutzung der Nadelmasse angestrebt wird. Dieses Szenario ist das kurzfristig am leichtesten realisierbare, obwohl

auch hier, wie bereits erwähnt, logistische und strukturelle Hemmnisse überwunden werden müssten (E.V.A. 2003).

Für eine Abschätzung der ökologischen Auswirkungen, wird hier zunächst nicht berücksichtigt auf wie viel Prozent der Waldfläche ein Szenario tatsächlich verwirklicht werden kann. Es wird hier versucht einige allgemein gültige Aussagen über lokal wirksame Folgen der vermehrten Biomasseentnahme zu treffen, auch wenn die Auswirkungen standortsabhängig unterschiedlich ausfallen werden.

Ökologische Auswirkungen – Nährstoffhaushalt

Entnahme von Biomasse entzieht dem System Atmosphäre – Pflanze – Boden Nährstoffe. Einträge aus der Luft, Nachschaffung aus dem Boden durch Verwitterung, und eine Verlagerung der Nährstoffe von tieferen in höhere Bodenschichten über den Umweg über die Bäume (Pumpwirkung) können einen Ausgleich schaffen. Da in der Nadel und Blattmasse und in der Rinde proportional viel höhere Nährstoffkonzentrationen vorliegen als im Holz, sind von einer Ganzbaumentnahme ohne Kompensationsdüngung negative Folgen (Degradierung und Versauerung der Böden) zu erwarten (Katzensteiner 2003 nach Englisch 1987). So werden bei Fichte mit einer Tonne Derbholz in Rinde ca. 0,7 kg Stickstoff, 0,2 kg Phosphor, 0,7 kg Kalium, 2 kg Kalzium und 0,3 kg Magnesium entnommen, während die mit einer Tonne Nadel und Reisig entnommenen Mengen an Nährstoffen deutlich höher ausfallen (6,5 kg Stickstoff, 0,9 kg Phosphor, 3,8 kg Kalium, 6,5 kg Kalzium, 1,1 kg Magnesium) (Katzensteiner 2003). Da auch in der Rinde proportional mehr Nährstoffe enthalten sind als im Holz, steigt bei kleinerem Durchmesser des entnommenen Materials der Anteil der entnommenen Nährstoffe pro Gewichtsanteil entnommener Biomasse.

Abbildungen 6 bis 8 zeigen den überproportionalen Nährstoffentzug bei der Entnahme von Nadel und Feinreisig. Während nur relativ wenig Biomasse als Feinreisig und Nadeln in einem Fichtenbestand anfallen, würden deutlich mehr als die Hälfte des durch Ganzbaumernte entzogenen Stickstoffes und auch die Hälfte des entzogenen Kaliums auf Nadelmasse und Feinreisig entfallen (Englisch 1987).

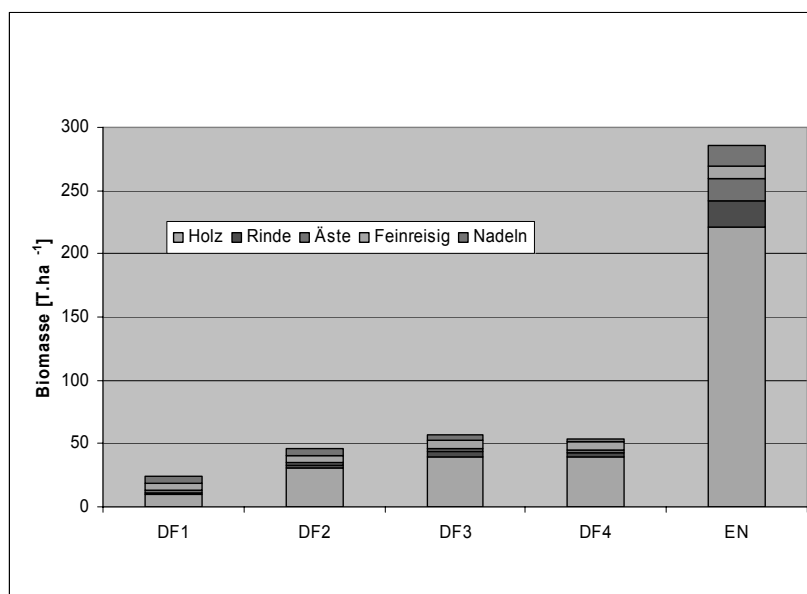


Abbildung 6: Potenzieller Entzug an Biomasse pro Hektar bei Vor- und Endnutzungen in einem Fichtenbestand 9. Bonität

(DF1 – DF4 Durchforstungseingriffe, EN Endnutzung), Quelle: Katzensteiner 2003 nach Daten von Englisch 1987

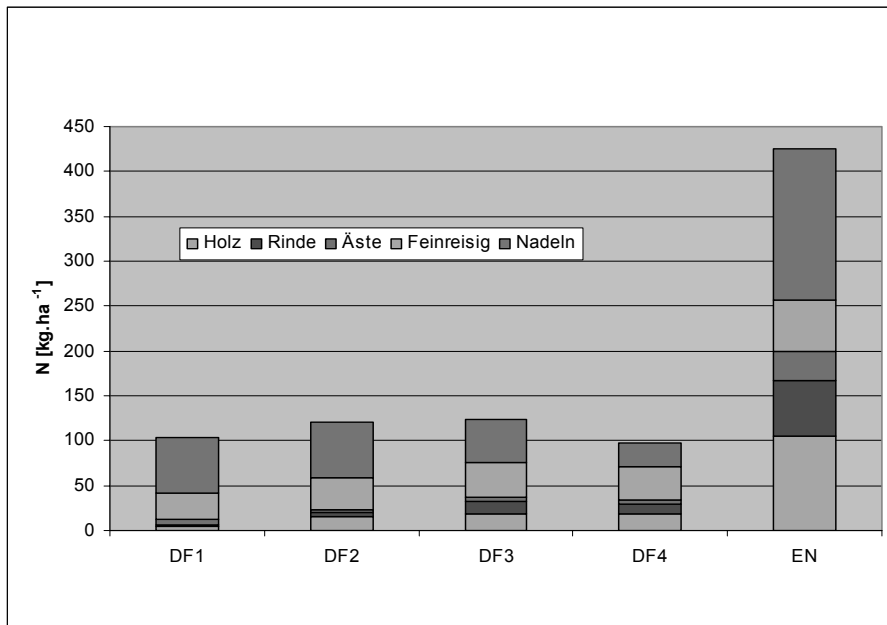


Abbildung 7: Potenzieller Entzug an Stickstoff pro Hektar bei Vor- und Endnutzungen in einem Fichtenbestand 9. Bonität

(DF1 – DF4 Durchforstungseingriffe, EN Endnutzung)
 Quelle: Katzensteiner 2003 nach Daten von Englisch 1987

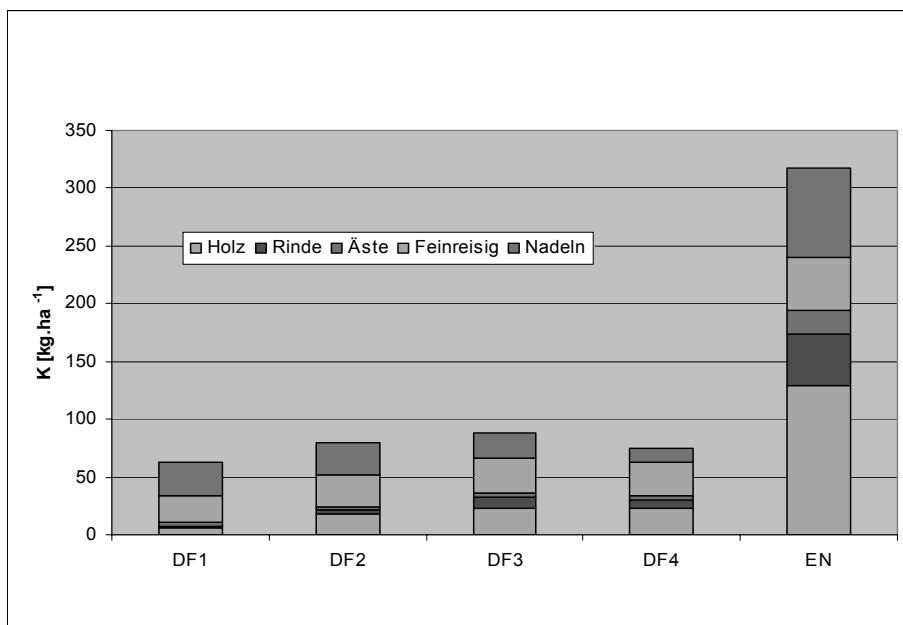


Abbildung 8: Potenzieller Entzug an Kalium pro Hektar bei Vor- und Endnutzungen in einem Fichtenbestand 9. Bonität

(DF1 – DF4 Durchforstungseingriffe, EN Endnutzung)
 Quelle: Katzensteiner 2003 nach Daten von Englisch 1987

Prinzipiell kann festgestellt werden, dass eine kürzere Umtriebszeit oder eine intensivere die Nutzung (größere Menge der entnommenen Biomasse) sich langfristig negativ auf die Nährstoffvorräte und die pflanzenverfügbaren Nährstoffe auswirken wird. Viele Studien sind zu der Ansicht gelangt, dass bei einer Umtriebszeit von 80–120 Jahren bei alleiniger Nutzung des Stammholzes in temperierten Wäldern die Einträge und Nachschaffenskraft des Bodens die Nährstoffausträge über die Biomasse Entnahmen weitgehend kompensieren (Kimmins 1997).

Die Frage der Kompensationsdüngung im Hochwald bei Beibehaltung einer Umtriebszeit von 80 bis 120 Jahren stellt sich nach herrschender Lehrmeinung also nur dann, wenn die Ganzbaummethode angewendet wird oder der Schlagabraum nachträglich samt der Nadelmasse gebündelt wird. Eine viel versprechende Methode der Kompensationsdüngung ist die Rückführung von Holzasche, eine Praxis, die besonders in Skandinavien und in den baltischen Staaten erforscht und angewendet wird (Armolaitis et al. 2002; National Board of Forestry 2002). Allerdings enthält Holzasche wenig Stickstoff, da dieser großteils beim Verbrennungsvorgang als Stickoxid freigesetzt wird.

Ökologisch negative Auswirkungen der Holzascheausbringung ergeben sich nach den Erfahrungen und Studien in Skandinavien dann, wenn die Schwermetallkonzentration der Holzasche zu hoch ist oder die Asche nicht ausreichend stabilisiert worden ist. Wird nicht stabilisierte Holzasche ausgebracht kommt es zu Auswaschung von Nährstoffen oder zu Beeinträchtigungen der Bodenvegetation. Zur Stabilisierung kann etwa eine Pelletierung erfolgen, wo die Asche zu größeren Aggregaten verdichtet wird.

Für die Wälder in Schweden gibt es bereits vom Ministerium herausgegebene Empfehlungen für die Ausbringung von Holzasche (National Board of Forestry 2002). Hierbei werden je nach Verfahren (Vornutzung oder Endnutzung, Nadelmasse entfernt oder nicht) und nach Baumart unterschiedliche Mengenvorschläge pro Hektar gemacht. Es wird auch darauf hingewiesen, dass die Nadelmasse bei den meisten Eingriffen innerhalb einer Umtriebszeit im Bestand verbleiben sollte, schon um die Stickstoffausträge möglichst gering zu halten. Auf stark Stickstoff-Limitierten Standorten wird auch eine Stickstoffdüngung empfohlen (National Board of Forestry 2002).

Das Problem der Nährstoffauswaschung nach Kahlschlag wurde schon in dem berühmten Experiment in Hubbard Brook untersucht und belegt (Borman und Likens 1979). In diesem Versuch wurde nach Kahllegeung jegliche Bildung einer Pflanzendecke künstlich unterbunden, dadurch stieg die Auswaschung von Nitrat um das 160fache. Kahlschlag führt zu einem Düngungseffekt, wenn der Abbau von reichlich vorhandenem organischem Material (Laub, Nadeln Feinreisig) durch die auf Grund des Fehlens der Baumschicht höheren Temperaturen begünstigt wird. Nitrat Anionen sind sehr leicht auswaschbar und sind daher nur dann wirklich am Standort zu halten, wenn sich rasch eine Vegetationsdecke bilden kann. Je nach Region, Boden und Humustyp werden die Verluste durch Auswaschung unterschiedlich ausfallen (Kimmins 1997). Katzensteiner (2000) hat beispielsweise bei Untersuchungen des Nährstoffhaushaltes von Wäldern der Nördlichen Kalkalpen festgestellt, dass in den drei Jahren nach Kahlschlag eines Fichtenbestandes auf Alpenmoderrendzinen 17% des Kaliumvorrates ausgewaschen wurden.

Die Gefahr der Nährstoffauswaschung ergibt sich auch immer in Zusammenhang mit Düngung, da es hier ja auch temporär zu einer erhöhten Verfügbarkeit von Nährstoffen kommt. Eine Umweltgefährdung für das Oberflächenwasser und Grundwasser ergibt sich aber vorwiegend aus der Nitrat- auswaschung. Bei Gabe von Holzasche ist diese Gefahr relativ gering.

Ausgasung von Stickstoffverbindungen (vorwiegend Lachgas N_2O) aus dem Boden ist einerseits eine weiterer Verlustposten in der Stickstoffbilanz, andererseits eine Quelle für das hochwirksame

Treibhausgas. Im allgemeinen wird die Ausgasung aus temperierten Wäldern für gering erachtet, lokal kann es jedoch nach Störungen oder Kahlschlag auch zu größeren Verlusten aus Waldökosystemen kommen, speziell auf Standorten mit zumindest zeitweise Wasser gesättigten Böden, wo reduzierende Bedingungen im Boden vorherrschen (Martin 1985 zitiert nach Kimmins 1997). Auch Düngung verstärkt die Ausgasung von Lachgas, insgesamt erscheint aber der Beitrag der Waldgebiete am gesamten jährlichen Zuwachs an Lachgas in der Atmosphäre gering (Matson et al. 1992). Nach den Ergebnissen von Matson et al. (1992) ist die Ausgasung nach Stickstoffdüngung nur in Perioden mit hohem Niederschlag und hohen Temperaturen wesentlich erhöht.

Ökologische Auswirkungen – C-Bindung

Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes kann einer Studie, herausgegeben vom Umweltbundesamt, entnommen werden (Weiss et al. 2000). Österreichs Wälder repräsentierten im Jahr 1990 einen Kohlenstoffvorrat von ca. 783 Mt C, wobei ca 320 Mt auf die Waldbiomasse und ca. 463 Mt auf den Waldboden entfielen. Damit entspricht der Kohlenstoffvorrat im Wald etwa den 40-fachen Treibhausgasemission (CO_2 , CH_4 , N_2O) gemessen in CO_2 -Äquivalent des Jahres 1990 (Ritter 1999 zitiert in Weiss et al. 2000). Dies verdeutlicht die wichtige Rolle einer nachhaltigen, bodenschonenden Waldbewirtschaftung im Zusammenhang mit der Treibhausgasproblematik (Weiss et al. 2000).

Der österreichische Wald fungierte zudem als eine Nettokohlenstoffsенke zwischen 1961 und 1996. Nichts desto trotz wird darauf hingewiesen, dass zur Erreichung der Kioto Ziele, eine weitere Senkung der Treibhausgasemissionen in Österreich unumgänglich ist, z.B. durch Ersatz fossiler Brennstoffe durch erneuerbare Energiequellen (Weiss et al. 2000). Weiters muss darauf hingewiesen werden, dass die Abschätzung der Kohlenstoffsequestrierung durch die Biomasse und den Waldboden großen Unsicherheiten unterliegen.

Auch wenn durch die intensivere Bewirtschaftung die Gesamtkohlenstoffspeicherung des österreichischen Waldes leicht sinken sollte, ist die Substituierung von fossilen Brennstoffen aus ökologischer Sicht positiv zu bewerten. Dies auch, wenn eingeräumt wird, dass für die Bereitstellung der Biomasse (Bringung, Transport, Lagerung, Trocknung, Pelletierung) zusätzlich (fossile) Energie verbraucht wird und die energetische Nutzung der Biomasse nie vollständig CO_2 -neutral ist.

Detaillierte Untersuchungen wie sich Bewirtschaftung auf die Kohlenstoffspeicherung auswirkt gibt es vorwiegend aus amerikanischen Wäldern (vgl. Johnson und Curtis 2001). Die Ergebnisse dieser Metaanalyse zeigen, dass sich die kurzfristigen Änderungen in der Kohlenstoffspeicherung nach verschiedenen Ernteverfahren je nach Standort und Baumarten unterscheiden. Je mehr Schlagabraum zurückgelassen wird, desto deutlicher wird der temporäre Anstieg in Kohlenstoffvorrat im Boden sein (bis 18%) bei der Ganzbaummethode kommt es zur kurzfristigen Abnahme des Kohlenstoffvorrats (-6%) (Johnson and Curtis 2001). Längerfristige Auswirkungen der Kohlenstoffspeicherung im Boden nach Ernteverfahren lassen sich allerdings nicht nachweisen, allerdings ergaben einzelne Fallstudien, dass die Kohlenstoffvorräte in der Vegetation bei der Ganzbaummethode nach 16 Jahren geringer sein können (Johnson et al. 2002 zitiert nach Katzensteiner 2003). Dies ist wohl auf die geringere Wachstumsleistung (Biomasseproduktion) nach Stickstoffentzug zurückzuführen und ein weiterer Hinweis darauf, dass die Nadel und Laubmasse weitgehend im Wald verbleiben sollte. Der Kohlenstoffhaushalt steht ja in engem Verhältnis zum Stickstoffhaushalt und eine langfristige Reduzierung des Stickstoffangebotes wird sich negativ auf die Kohlenstoffvorräte auswirken und umgekehrt.

Ökologische Auswirkungen – Wasserhaushalt

Die allgemein positiven Auswirkungen von Wäldern für den Hochwasserschutz und die Wasserqualität ist hinreichend belegt (siehe weiter oben, vgl. Kimmins 1997). Die Auswirkung von Bewirtschaftung auf den Abfluss können bei kleinflächiger Bewirtschaftung als gering angesehen werden (Kimmins 1997). Intensivere Bewirtschaftung kann sich etwa durch häufiges Befahren negativ auf das Bodengefüge (Porenvolumen) auswirken. Erosion wird in geringem Ausmaß bei kleinflächiger Bewirtschaftung, wie bei natürlichen Störungen nicht zu vermeiden, aber großteils vernachlässigbar sein, insbesondere im Naturverjüngungsverfahren und bei bodenschonenden Ernteverfahren. Größere Kahllegungen erhöhen das Risiko für Erosion in größerem Umfang. Eintrag von Sedimenten in Fließgewässer beeinflusst die Flora und Fauna dieser Gewässer ebenso wie höhere Wassertemperatur hervorgerufen durch den Wegfall der Beschattung nach Nutzungen.

Ein Abbau der Durchforstungsreserven wird, je nach vorherrschendem Wasserregime, einerseits das Wasserangebot für die verbleibenden Baumindividuen erhöhen, andererseits auch den Gesamtverbrauch senken und damit den Abfluss erhöhen. Prinzipiell können Durchforstungseingriffe daher auch für den Wasserhaushalt im Wirtschaftswald als positiv bewertet werden. Die Zunahme des Gesamtabfluss und die damit leicht negative Auswirkungen für den Hochwasserschutz werden vernachlässigbar gering sein.

Eine Verkürzung der Umtriebszeit und damit das vorherrschen jüngerer, dichter Bestände würde den Wasserverbrauch der Wälder erhöhen, den Abfluss wohl insgesamt verringern und die Abflussspitzen senken. Allerdings nur bei bodenschonender Bewirtschaftung.

Das Problem der Belastung von Oberflächen- und Grundwasser durch Nitratauswaschung nach Bewirtschaftung wurde bereits im Zusammenhang mit dem Nährstoffhaushalt im Kapitel 5.2.2 behandelt.

Ökologische Auswirkungen – Biodiversität und biogene Risiken

Die Biodiversität fördernde Maßnahmen in der Forstwirtschaft betreffen in erster Linie die Baumartenwahl und die vermehrte Anwendung von Naturverjüngungsverfahren. Dabei wird gleichzeitig angestrebt in natürlichen Laub- oder Laubmischwaldgebieten den Laubholzanteil weiter zu erhöhen. Laut der letzten Waldinventur steigt der Anteil der Mischbestände aus Nadel- und Laubhölzern stetig an und beträgt zurzeit 38 % der Gesamtfläche des österreichischen Waldes. Da bei der Waldpflege und bei der Ausformung von Laubhölzern Natur bedingt größere Mengen an nur rein thermisch nutzbarer Biomasse anfallen als bei Nadelholz, sind diese Bestrebungen für die Energieholzproduktion positiv.

Die vermehrte Entnahme von Biomasse aus den Hochwäldern steht allerdings in Konflikt mit Schutzziele die Biodiversität betreffend. Vor allem das Ziel eine hohe Biodiversität über einen höheren Totholzanteil in den Wirtschaftswäldern zu gewährleisten – wichtig für holzbewohnende Insekten oder als Nistmöglichkeit für Vögel – steht im Widerspruch zum Ziel möglichst die gesamte anfallende Biomasse auszuschöpfen. Allerdings ist laut Waldinventur auch der Totholzanteil in Österreichs Wäldern in den letzten Jahren gestiegen, allerdings wohl nur in den weniger intensiv genutzten Wäldern schlechterer Bonität und ungünstiger Bringungsverhältnisse.

Eine Reduktion der Umtriebszeit würde für die Fauna und Flora (etwa Flechten) wichtige Altbäume weiter reduzieren. Andererseits sind Vornutzungen für die Biodiversität als positiv zu werten. Eine Aufflichtung des Bestandes ermöglicht die Entwicklung einer reichhaltigen (den Standortbedingungen entsprechenden) Krautschicht früher als in Beständen die der natürlichen

Selbstaussdünnung durch Konkurrenz überlassen werden. Mehr Licht und Wärme am Waldboden bringt zudem eine Aktivierung des Bodenlebens (Leitgeb und Englisch 2003). Eine Ausschöpfung der Durchforstungsreserven wäre daher wohl auch im Sinne der Förderung der Biodiversität in Wirtschaftswäldern.

Eine genaue Abwägung der sich teilweise widersprechenden Ziele muss getroffen werden. Die Aspekte des Schutzes des Waldes vor biogenen Gefahren spielen hier ebenso eine Rolle.

5.1.3 Szenario „Traditionelle Niederwaldbewirtschaftung“

Dieses Szenario ist vorwiegend für die Laubwaldgebiete in Ostösterreich regional und lokal von Bedeutung. Die Niederwaldbewirtschaftung mit einer Umtriebszeit von etwa 20 – 30 Jahren ist die traditionelle, nachhaltige Energieholzproduktion in Ostösterreich aber auch in den Tieflagen vieler europäischer Länder (vgl. Buckley 1992; Grabherr et al. 1992). Nach einem Rückgang des Scheitholzbedarfes in den letzten Jahrzehnten bietet die Rückbesinnung auf erneuerbare Energieträger wieder Chancen eines besseren Absatzes des produzierten Holzes und einer besseren Wertschöpfung aus diesen Wäldern. Auch eine Ausdehnung der derzeitigen Flächen im Niederwaldbetrieb scheint, wenn auch in geringem Ausmaß, in Österreich möglich.

Ökologische Auswirkungen – Nährstoffhaushalt

Durch die kurze Umtriebszeit kommt es durch die Niederwaldbewirtschaftung zu erheblichen Nährstoffverlusten, die aber auf den feinerdereichen, mineralkräftigen Böden ausgeglichen werden. Deshalb sind submontan-kolline Laubmischwälder und Auwälder prädestiniert für die Niederwaldbewirtschaftung (Grabherr et al. 1992). Da die Nutzung und Verjüngung (auf Stock setzen) im unbelaubten Zustand erfolgt, werden die in den Blättern gespeicherten Nährstoffe dem System nicht entzogen. Günstig auf den Nährstoffhaushalt dürfte sich auch die Baumartenmischung auswirken insbesondere die Beimischung von Erlen, die über Symbiose mit Knöllchenbakterien Luftstickstoff binden können.

Offenbar stellt sich, wenn auch möglicherweise auf etwas niedrigerem Niveau, ein Gleichgewicht ein, dass eine nachhaltige Produktion im Niederwaldbetrieb ohne Kompensationsdüngung ermöglicht (Katzensteiner mündl. Komm.). Düngeversuche sind den 1980er Jahren in Großbritannien in Edelkastanien und Eichenniederwäldern haben nach Phosphordüngung zwar höhere Phosphorkonzentrationen in den Blättern geführt, aber zu keinem Zuwachsgewinn. Eine Kalkung hat den Zuwachs verringert (Evans 1986 zitiert nach Buckley 1992). Detaillierte Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt der Niederwälder insbesondere in Österreich dürften noch fehlen. Untersuchungen in diese Richtung wären unerlässlich insbesondere im Hinblick auf mögliche für den Niederwaldbetrieb zu erschließende Standorte, oder im Hinblick einer Umtriebszeitoptimierung, wo dann fließende Übergänge zu Kurzumtriebsplantagen denkbar sind.

Ökologische Auswirkungen – C-Bindung

Für die Niederwaldbewirtschaftung gilt ähnlich wie für die Hochwaldbewirtschaftung, dass bei nachhaltiger Bewirtschaftung ohne zu große Nährstoffentzüge (Nutzung im unbelaubten Zustand) die Kohlenstoffbindung relativ konstant sein dürfte. Untersuchungen der Kohlenstoffvorräte im Niederwald fehlen noch. Durch die geringeren Vorräte an Gesamtbiomasse im Niederwaldbetrieb ist der Kohlenstoffvorrat in Niederwäldern wahrscheinlich etwas geringer als im Hochwald. Da das geerntete Holz – im Unterschied zum Hochwald – der thermischen Verwertung zufließt, wird auch fast der gesamte Kohlenstoff sofort wieder frei gesetzt. Andererseits wirkt sich die Substitution von

fossilen Brennstoffen durch die im Niederwald erzeugte Biomasse positiv auf die CO₂-Bilanz aus (Weiss et al. 2000; Baral und Guha 2004). Die Anlage von neuen Niederwaldflächen z.B. auf landwirtschaftlichen Grenzertragsstandorten würde kurzfristig (bis zum ersten Umtrieb) zusätzlich Kohlenstoff speichern.

Ökologische Auswirkungen – Wasserhaushalt

Der Großteil der Österreichischen Niederwälder befindet sich in den (sommer-)trockensten Gegenden Österreichs (Weinviertel, Burgenland). Die ertragreichsten Niederwälder findet man dort auf Standorten mit guter Wasserversorgung, insbesondere im Frühjahr, etwa in Auen oder entlang von Bachläufen. Andererseits wird gerade durch die Stockausschlagverjüngung durch das bereits entwickelte Wurzelsystem der Stöcke Wasser in tieferen Horizonten erschlossen und eine gewisse Unabhängigkeit vom Wasserhaushalt der oberen Bodenhorizonte erreicht (Müller 1998). Die Ausschlagverjüngung wird zudem durch das intakte Wurzelsystem und das raschere Jugendwachstum im Vergleich zu Kernwüchsen schneller wieder einen höheren Wasserverbrauch haben als nach Kahlschlägen im Hochwald. Da sich die traditionellen Niederwälder in Österreich mit entsprechend standortsangepasster Baumartenwahl über Jahrhunderte bewährt haben, kann davon ausgegangen werden, dass sie auch an den vorherrschenden Wasserhaushalt gut angepasst sind. Allerdings stellt temporäres Wasserdefizit wahrscheinlich den wichtigsten wachstumslimitierenden Faktor in vielen Niederwäldern dar. Im Sinne des Hochwasserschutzes sind Auwälder und Bach begleitende Wälder wichtige Retentionsgebiete und daher zu begrüßen. Eine genaue Untersuchung des Wasserhaushaltes traditioneller Niederwälder in Österreich steht aber noch aus.

Ökologische Auswirkungen – Biodiversität und biogene Risiken

Nieder- und Mittelwälder zeichnen sich durch eine hohe Strukturvielfalt und Baumartenmischung aus. Auf kleinstem Raum erhalten viele Baumarten (Edellaubhölzer), die in der Hochwaldwirtschaft kaum und in den meisten natürlichen Wäldern nur in frühsukzessionalen Stadien vorkommen, hier einen Lebensraum (Müller 1998). Meist ist auch eine entsprechend artenreiche Krautschicht ausgebildet (Grabherr et al. 1992). Für Großbritannien wurden die Effekte der Niederwaldbewirtschaftung auf verschiedene Artengruppen (Schmetterlinge, Vögel, Kleinsäuger, Wirbellose) beleuchtet (Buckley 1992). Die Ergebnisse zeigen, dass naturgemäß auch die Niederwälder durch spezielle Artengarnituren gekennzeichnet sind, die auch je nach Art und Ausformung der Niederwälder unterschiedlich sind. Besonders wertvoll für die Vogelwelt sind Hecken oder Waldränder mit entsprechenden Strauchgehölzen oder auch Mittelwälder (Grabherr et al. 1992, Fuller 1992). Niederwälder scheinen besonders für Kleinsäuger hervorragende Lebensräume zu bieten (Gurnell et al. 1992). Der Anteil von Totholz ist im bewirtschafteten Niederwald gering. Deshalb fehlen auch jene Insekten weitgehend die an Totholz (insbesondere an solches starker Dimensionen) gebunden sind. Allerdings bieten Niederwälder vielen Arten, die in frühsukzessionalen Entwicklungsphasen vorkommen und auch den meisten Arten, die im Kronendach leben, hervorragenden Lebensraum (Kirby 1992).

Auch wenn für Österreich diesbezüglich noch kaum Untersuchungen vorliegen, kann der traditionell bewirtschaftete Nieder- und Mittelwald aufgrund der großen kleinstandörtlichen Differenzierung in Bezug auf die biologische Vielfalt positiv bewertet werden. Allerdings wird nach stattfindendem Kronenschluss ein artenärmerer Wald entstehen (Goldsmith 1992). In Buckley (1992) wird der Effekt auf die Biodiversität teilweise kritisch beleuchtet. Die Biodiversität in Niederwäldern hängt neben der Umtriebszeit und der Baumartenzusammensetzung auch vom Bestockungsgrad ab. Die Biodiversität ist dann besonders hoch, wenn die Niederwaldbewirtschaftung relativ kleinräumig betrieben wird, wenn also relativ kleinräumig immer lichte (frisch auf den Stock gesetzte) Bereiche

mit geschlossenen wechseln. Die biogenen Risiken sind bei guter Mischung standortsangepasster Baumarten gering. Überalterte Stöcke müssen zeitgerecht durch Kernwüchse ersetzt werden.

5.2 Energieholzplantagen

5.2.1 Derzeitige Nutzung – Zukünftiges Potenzial

Das Folgende wurde weitgehend von der 4% Machbarkeitsstudie übernommen (E.V.A. 2003): Als Folge der Ölkrise 1973 und 1979 wurden von 1980 bis 1990 in vielen europäischen Ländern Versuchsflächen mit raschwüchsigen Baumarten zur Energieholzproduktion im Kurzumtrieb angelegt. Unterstützt wurden die Bestrebungen zur Energieholzproduktion auf landwirtschaftlichen Grenzertragsflächen durch die Überschüsse bei fast allen traditionellen landwirtschaftlichen Produkten und die dadurch verursachten exorbitanten Marktordnungskosten. Kurzumtriebskonzepte zur Holzproduktion unterscheiden sich tiefgreifend von traditioneller Forstwirtschaft, deren Kennzeichen wie Langfristigkeit von Planung und Wirkung, Funktionenvielfalt und Holzqualitätskriterien treten in den Hintergrund, im Vordergrund steht die Erzeugung von möglichst viel nutzbarer Biomasse.

Die Versuchsflächen mit Pappel- und Weidenklonen brachten die besten Ergebnisse, bei den österreichischen Versuchen wurden Werte von 7 bis 10 (15) t Trockensubstanz pro ha und Jahr erreicht. Nach einer Studie des BFW (vormals Forstliche Bundesversuchsanstalt) ist im sommerwarmen Osten mit jugendwüchsigen Pappelklonen im 5-jährigen Umtrieb 13 t Trockensubstanz pro Hektar und Jahr realistisch (Raschka 1997). Bei entsprechend weiterer Pflanzung erscheint auch im 10-jährigen Umtrieb dieselbe Biomasseproduktion möglich. Durch geringere Erntekosten scheinen Kurzumtriebsplantagen mit längeren Umtriebszeiten bei weiterem Pflanzverband wirtschaftlicher zu sein (Raschka 1997). Insgesamt sind Kurzumtriebsplantagen, nach den Ergebnissen der FBVA, nur auf guten Agrarböden wirtschaftlich nicht aber auf landwirtschaftlichen Grenzertragsböden. Allerdings scheinen auf landwirtschaftlichen Grenzertragsböden heimische angepasste Baumarten den Hybridpappeln und Weiden auf vielen Standorten – nach Ergebnissen aus Deutschland – überlegen zu sein. Nach Unseld (1999) erreichten Schwarzerlen und Grauerlen auf anmoorigen Standorten (ehemaliges Niedermoor) nach 8 Jahren beachtliche Biomasseleistungen (15–20 t Trockensubstanz pro Hektar und Jahr). Aber auch nach diesen Ergebnissen (Unseld 1999) wird klar, dass eine hohe Biomasseproduktion unabhängig von der Baumartenwahl nur in sommerwarmen Gebieten in kollinen oder submontanen Lagen zu erreichen ist.

Weitere Baumarten die in Österreich getestet wurden waren u.a. Erlen, Robinie und Lärche. Die zunächst ambitioniert gestarteten Versuchsreihen blieben in ganz Europa auf wenige Flächen beschränkt und erlangten nur in Schweden wirtschaftlich nennenswerte Größenordnungen. Auch in Österreich wurde angesichts der laufend zunehmenden Pflegerückstände in den vorhandenen Waldbeständen, den ungenutzt im Wald verbleibenden Holzzuwächsen und der sich ständig ausweitenden Waldfläche Investitionen in die Holzproduktion im Kurzumtrieb auf landwirtschaftlichen Flächen keine Priorität eingeräumt. Dementsprechend kamen die Kurzumtriebskonzepte in Österreich über das Versuchsstadium nie hinaus.

In der Agrarstrukturerhebung 1999 wurden 1.297 ha Energieholzflächen ausgewiesen, um 166 ha weniger als in der Agrarstrukturerhebung 1995. Unter der optimistischen Annahme einer Produktion von 10 t TS pro ha und Jahr ergäbe sich eine Produktionsmenge von ca. 13.000 t TS Energieholz pro Jahr. Auf längere Sicht kann aber durchaus auch auf ein Potenzial von 100.000 bis 200.000 ha

landwirtschaftlicher Grenzertrags- und Brachflächen hingewiesen werden, die für Energieholzplantagen grundsätzlich in Frage kommen könnten (E.V.A. 2003).

5.2.2 Szenario „Kurzumtriebsplantagen auf landwirtschaftlichen Flächen“

Auch dieses Szenario bezieht sich vorwiegend auf die sommerwarmen, kollinen bis submontanen Gebiete in Ostösterreich, wo im Kurzumtrieb wirtschaftliche Erträge zu erwarten sind. Eine Umwandlung von landwirtschaftlichen Grenzertragsböden in Kurzumtriebsplantagen steht dabei in Konkurrenz zur möglichen Ausweitung der Niederwaldbewirtschaftung im traditionellen Sinn. Die Übergänge sind theoretisch bei Ausdehnung der Umtriebszeit auf landwirtschaftlichen Grenzertragsböden und entsprechender Baumartenwahl fließend. Eine Optimierung der Umtriebszeiten, der Baumartenwahl, und des Pflanzverbandes für die jeweiligen Standorte bedarf sicher weiterer wissenschaftlicher Untersuchungen und Praxisversuchsanlagen. Eine Umwandlung von landwirtschaftlichen Flächen in Energieholzplantagen braucht eine gewisse Anlaufzeit hat weit reichende mittelfristige Auswirkungen, beispielsweise auch auf das Landschaftsbild, und sollte daher wohl überlegt stattfinden. Hier soll allerdings nur auf die ökologischen Auswirkungen eingegangen werden.

Ökologische Auswirkungen – Nährstoffhaushalt

Durch die sehr kurzen Umtriebszeiten (von etwa 2–12 Jahren) kommt es zu relativ starken Nährstoffentzügen bei der hier angewendeten Ganzbaumnutzung, zumal die Nährstoffspeicherung in den Bäumen in den ersten Jahren besonders hoch ist. Auf längere Sicht werden daher Kurzumtriebsplantagen, selbst wenn im Winter (im laubfreien Zustand) geerntet wird, im Allgemeinen nicht ohne Kompensationsdüngung auskommen (Glatzel und Unteregger 1987, Krondorfer 1990, Heilmann 1992). Dies auch deshalb, weil die Zeit zwischen den Ernteeingriffen für eine Kompensation durch Einträge und Verwitterung nicht ausreicht. Allerdings gibt es auch, wohl aufgrund unterschiedlicher Gegebenheiten und Versuchsanordnungen, Untersuchungen, die zum Schluss kommen, dass ein Düngungsbedarf nicht gegeben oder nur gering sei (vgl. Unseld 1999). Allenfalls können Beimischung von Erlenarten den Stickstoffbedarf kompensieren (Krondorfer 1990, Unseld 1999), allerdings kommt es bei reinen Erlenplantagen aufgrund der etwas höheren Nährstoffspeicherung im Holz auch zu größeren Nährstoffverlusten und damit zu einer stärkeren Versauerung (Krondorfer 1990). Zu den Verlusten durch die Ernte kommen noch durch die intensive Bewirtschaftung potenziell hohe Nährstoffverluste durch Erosion, Denitrifikation (Ausgasung von Lachgas) und Auswaschung (vgl. Heilmann 1992).

Bei der Vielzahl an für Kurzumtriebsplantagen in Frage kommenden Baumarten und der noch größeren Zahl an unterschiedlichen Klonen, den möglichen Umtriebszeiten und den Pflanzverbänden auf den unterschiedlichen Standorten ist es schwierig eine allgemein gültige Beurteilung der Auswirkungen von Kurzumtriebsplantagen auf bodenphysikalische und bodenchemische Merkmale und den damit in Zusammenhang stehenden Nährstoffhaushalt zu geben (vgl. Unseld 1999). Große Unterschiede gibt es in Leistung, Wasserverbrauch und Nährstoffeffizienz zwischen verschiedenen Klonen (Weih und Nordh 2002; Adegbidi et al. 2001). Beispielsweise haben Adegbidi et al. (2001) in den USA in intensiven (gedüngten und bewässerten) Weidenkurzumtriebsplantagen belegt, dass der Unterschied in der Nährstoffeffizienz (Produzierte Biomasse in kg/im Holz enthaltene Menge des Nährstoffes in kg) zwischen Weidenklonen je nach Nährstoffelement mehr als 100 Prozent betragen kann. Eine längere Umtriebszeit wirkt sich jedenfalls bis zu einem starken Sinken der Zuwachsleistung positiv auf die Nährstoffeffizienz aus (Adegbidi et al. 2001).

Im Vergleich zu Ackerland ist der Nährstoffbedarf von Energieholzplantagen gering und Energieholzplantagen haben aufgrund der mehrjährigen Umtriebszeit bodenverbessernde Wirkung (vgl. Tiefenbacher 1992; Unseld 1992; Krondorfer 1990; Grabherr et al. 1992). Vor allem die mehrjährige Umtriebszeit wirkt sich positiv aus. Durch den hohen Eintrag organischen Materials aus dem Laubfall wird Humus im Boden angereichert. Auch eine bodenlockernde Wirkung (durch die stärkere Durchwurzelung und Anregung des Bodenlebens) und eine Vergrößerung des Porenvolumens werden genannt (Unseld 1992; Krondorfer 1990). Allerdings hängen diese, auf das Bodengefüge positiven, Wirkungen von der entsprechenden Baumart ab (Unseld 1992). Aus ökologischer Sicht spricht vieles für möglichst lange Umtriebszeiten, um einerseits den Düngerbedarf gering zu halten und andererseits die positiven Wirkung der ungestörten Bodenentwicklung länger aufrecht zu erhalten.

Die häufige, maschinelle Ernte und die dadurch bestehende Gefahr der Bodenverdichtung stellt eine Gefahr für die Bodenfruchtbarkeit dar. Hier ist auf zur Verdichtung neigenden Böden neben der Berücksichtigung des Bodenzustandes, eines dementsprechend optimalen Zeitpunktes (trockener bzw. gefrorener Boden) für die Ernte und die Wahl einer möglichst langen Umtriebszeit auch eine technologische Weiterentwicklung der Erntemethoden gefragt.

Bei der Dosierung von Düngern in Energieholzplantagen muss immer berücksichtigt werden, dass nur ein Drittel bis zur Hälfte der durch Düngung zugeführten Nährstoffe tatsächlich die Pflanzen erreichen (Heilmann 1992). Es muss also mehr als die doppelte tatsächlich gebrauchte Menge aufgebracht werden. Dieser Umstand macht deutlich, dass durch Düngung immer und umso mehr bei stark überschießender Düngung die Nährstoffverluste durch Ausgasung (Stickstoff – Lachgas), Erosion oder Auswaschung stark steigen, mit all den bereits weiter oben beschriebenen negativen Effekten für die Umwelt (Treibhausgas – Lachgas, Nitratbelastung des Grundwassers). Ein konservativer Ansatz in der Düngung von Energieholzplantagen, der erst bei zu erwartenden Zuwachsverlusten gegensteuert, scheint aus ökologischer Sicht deshalb angebracht. Die Auswaschung und Ausgasung wird bei solch einem Ansatz durch den besseren internen Nährstoffkreislauf im Vergleich zu intensiver Landwirtschaft bei Energieholzplantagen geringer sein.

Neben der reinen Biomasseproduktion wird auch bei Kurzumtriebsplantagen immer mehr eine multifunktionale Bewirtschaftung angedacht (Grabherr et al. 1992; Weih und Nordh 2002; Londo et al. 2004; Adegbidi et al. 2001). Gerade der geringere Nitrataustrag bei Energieholzplantagen im Vergleich zu Ackerland führt zu Überlegungen Energieholzplantagen in intensiv bewirtschaftetem Agrarland als Pufferzonen für den Grundwasserschutz einzusetzen. Hier wird auch vorgeschlagen Klone mit hohem Nährstoffentzug (geringer Nährstoffeffizienz) im extrem kurzen Umtrieb (1 Jahr) einzusetzen (Adegbidi et al. 2001; Weih und Nordh 2002).

Ökologische Auswirkungen – Bindung

Wegen der hohen Produktionsleistung werden Kurzumtriebsplantagen als Kulturen mit hoher Kohlenstoff Sequestration gesehen (z.B. Baral und Guha 2004; Garten Jr. 2002). Neben der hohen Speicherung in der Biomasse haben Kurzumtriebsplantagen im Vergleich zu Ackerland auch eine kurzfristige Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung zur Folge. Garten Jr. (2002) berichtet für sieben in South Carolina angelegte Kurzumtriebsplantagen von einer jährlichen Akkumulationsrate im Oberboden (0–40 cm) von 40–170 g Kohlenstoff pro Quadratmeter. Modellrechnungen für ein Wassereinzugsgebiet in Minnesota von Updegraff et al. (2004) ergaben eine deutliche Netto-Kohlenstoffbindung für die Umwandlung von Ackerland in Energieholzplantagen bei einmaliger Düngung im 3. Jahr in einem 5-jährigem Umtrieb. Unter denselben Vorraussetzung war die Netto-Kohlenstoffbindung rund doppelt so hoch für Kurzumtriebsplantagen deren Holz nicht der thermischen sondern der stofflichen Nutzung zugeführt wurden (Updegraff et al. 2004).

Hier zeichnet sich also eine große Möglichkeit ab durch Umwandlung landwirtschaftlicher Flächen eine große Menge an Kohlenstoff der Atmosphäre zu entziehen. Dabei wird diskutiert ob der Ansatz über einfache Aufforstungsprogramme oder die energetische Nutzung von Holz als Ersatz für fossile Brennstoffe der bessere Weg sei (Baral und Guha 2004; Weiss et al. 2000). Auf längere Sicht gesehen ist der zweite Weg wahrscheinlich die bessere Wahl, weil reine Aufforstungsprogramme nur bis zum Erreichen eines Gleichgewichtes von Zuwachs und Zersetzung wirksam sind, während der Ersatz von fossiler Energie durch annähernd CO₂-neutrale Biomasse andauert (Baral und Guha 2004). Energieholzproduktion ist dabei besonders auf produktiven Böden viel versprechend, auf wenig produktiven Flächen erscheinen derzeit reine Aufforstung und Begründung von Waldflächen die bessere Wahl (Marland und Schlamadinger 1997 zitiert nach Baral und Guha 2004).

Bei all dem Gesagten sollte nicht vergessen werden, dass jährlich große Waldflächen insbesondere in den Tropen in Ackerland umgewandelt werden. In Brasilien werden jährlich insgesamt Flächen der Größe Niederösterreichs entsprechend dauerhaft entwaldet (OnlineStandard vom 13.01.2005, Quelle: APA). Eine Verlangsamung dieser Entwaldung wäre für die globale Kohlenstoffbilanz und das Weltklima von großer Wichtigkeit (vgl. Fearnside 2000).

Ökologische Auswirkungen – Wasserhaushalt

Detaillierte Untersuchungen des Wasserhaushaltes in Energieholzplantagen liegen kaum vor. Unseld (1999) stellte fest, dass sich Kurzumtriebswälder hinsichtlich der Interzeption und der Durchfeuchtung ähnlich wie Hochwälder verhalten, der Oberboden (ähnlich wie in landwirtschaftlichen Kulturen) aber viel rascher austrocknet als in Hochwäldern. Kurzumtriebsplantagen wirken daher bei Starkregen einer Bodenerosion entgegen und können Niederschlagsspitzen dämpfen, eine hohe Wasserspeicherfähigkeit und anschließende langsame Abgabe an die Atmosphäre oder Vorfluter weisen Kurzumtriebsplantagen nicht auf. Dies wird mit dem hohen Wasserverbrauch der produktiven Gehölze, einer noch weitgehend oberflächennahen Durchwurzelung und einem relativ geringem Humusanteil im Boden begründet. Längere Umtriebszeiten bzw. eine längere Bewirtschaftung als Kurzumtriebsfläche (mehrere Umtriebe) könnten den Humusanteil und die Durchwurzelung und somit die Wasserspeicherung im Boden erhöhen.

Eine ausreichende Wasserversorgung ist neben einer guten Nährstoffversorgung und einer langen Vegetationsperiode ein entscheidender Faktor für eine hohe Biomasseproduktion in Kurzumtriebswäldern. Dabei gibt es auch im Wasserverbrauch der einzelnen Baumarten (Klone) große Unterschiede. Schnellwüchsige Pappelklone weisen nach Blake und Tschaplinksy (1992) auch eine höhere Trockenresistenz auf. Bei Weidenklonen korrelierte die intrinsische Wassereffizienz stark mit der erzeugten Menge an Biomasse pro verbrauchtem Liter Wasser (Weih und Nordh 2002). Braun (1974; 1976 zitiert nach Unseld 1999) stellte einen mehr als doppelt so hohen Wasserverbrauch von Balsampappeln im Vergleich zu Schwarzerlen fest. Nach Unseld (1999) sind der Kronendurchlass und damit die Durchfeuchtung des Bodens bei Niederschlag unter Grauerlen größer als unter Pappeln. Es kann also mit der Baumarten und Klonwahl auf die standörtlichen Gegebenheiten der Wasserversorgung Rücksicht genommen werden. Besonders in sommertrockenen Gebieten ist darauf Bedacht zu nehmen. Untersuchungen zu den Auswirkungen auf den Grundwasserspiegel durch großflächige Anlage von Kurzumtriebsplantagen in sommertrockenen Gebieten fehlen und könnten am besten über Computermodelle abgeschätzt werden.

Ähnlich wie für den Nährstoffhaushalt gilt auch für den Wasserhaushalt, dass auf zu Verdichtung neigenden Böden ein Befahren bei der Ernte die Bodeneigenschaften (Porenvolumen,

Grobporenanteil) negativ beeinflusst und daher der Zeitpunkt und das Verfahren diesbezüglich zu optimieren sind.

Die mögliche multifunktionale Bewirtschaftung von Kurzumtriebsplantagen für den Trink(Grund-)wasserschutz wurde bereits beim Nährstoffhaushalt erwähnt. Eine Modellierung für ein Wassereinzugsgebiet in Minnesota ergab bei einer Umwandlung von 30% des Ackerlandes in Kurzumtriebsplantagen eine Reduzierung des Oberflächenabflusses um 9%, des Stoffaustrages mit dem Oberflächenwasser um 28% und der Stickstoffauswaschung um 15% (Updegraff et al. 2004).

Ökologische Auswirkungen – Biodiversität und biogene Risiken

Ähnlich wie für alle anderen ökologischen Aspekte ist auch für die detaillierte Bewertung der Auswirkungen auf die biologische Vielfalt die praktische Anlage einer Kurzumtriebsplantage am konkreten Standort ausschlaggebend. Im Allgemeinen günstig im Hinblick auf eine möglichst hohe Biodiversität und eine Senkung der Anfälligkeit gegenüber Pilzen und Insekten sind die Mischung mehrere Klone und Baumarten möglichst heimischer standortsangepasster Baumarten (Erlen, Salweide, Birke, Linde), eine möglichst lange Umtriebszeit bei weiteren Pflanzverbänden, möglichst seltene Rodung, eine kleinflächige Bewirtschaftung, Minimierung des Düngemitelesinsatzes und der Befahrung und ein Verzicht auf Pestizideinsatz (Grabherr et al. 1992, Unseld 1999).

Im Vergleich zu Agrarland ergeben sich auch hier mehr oder weniger positive Effekte bei Umwandlung in Energieholzplantagen. In intensiv genutzten Agrargebieten stellen selbst nicht zu großflächig angelegte monospezifische Energieholzplantagen aufgrund der Ausbildung eines besseren Bodenlebens und der Struktur eine Bereicherung dar. Energieholzplantagen könnten auch im Rahmen einer multifunktionalen Bewirtschaftung die Wirkung ökologischer Korridore (Biotopverbund) erhalten (Londo et al. 2004; Grabherr et al. 1992). Grabherr et al. (1992) schlagen diesbezüglich die Anlage naturnaher Umfassungstreifen aufgebaut aus heimischen Baumarten mit hohem Futter- und Einstandswert auf 10% der Fläche in niederwaldartiger Nutzung vor.

Für die Umwandlung von landwirtschaftlichen Flächen in Energieholzplantagen sollten nur intensiv genutzte Äcker oder Wiesen in Betracht gezogen werden, aber landwirtschaftliche Grenzertragsstandorte aus ökologischer Sicht in Österreich weitgehend ausgenommen werden. Bei diesen handelt es sich oft um bereits selten gewordene für den Naturschutz wertvolle und deshalb erhaltenswerte Lebensräume, z.B. Feuchtwiesen, Moore, Heiden, und Trocken- und Magerrasen (Grabherr et al. 1992).

Im Vergleich zu Hochwald oder Niederwald schneiden Kurzumtriebsplantagen aufgrund der relativ geringen Arten und Strukturvielfalt in Bezug auf die Biodiversität schlecht ab. Aus Gründen der geringen Biodiversität sind Kurzumtriebsplantagen, insbesondere wenn ein einziger Klon gepflanzt wird, besonders schadanfällig (Bacher 1989). Andererseits wird versucht durch Verwendung von schadresistenten Klonen die Schadanfälligkeit zu minimieren, da Schadorganismen vielfach baumartenspezifisch oder klonspezifisch sind (Bacher 1989). Allerdings sind Resistenzzüchtungen keine dauerhafte Lösung, weil auch immer neue Pathogene (z.B. Rostpilze) entstehen, die bei einem Rodungsintervall von 20–25 Jahren in der Lage sind die vormals resistenten Klone zu befallen (Christersson et al. 1992). Die wirtschaftlich bedeutendsten Schäden in Kurzumtriebsplantagen in Schweden sind auf Blattrostpilze (z.B. *Melampsora* sp.) und auf Bakterien (z.B. *Xantomonas* spp.) zurückzuführen (Christersson et al. 1992). Bei Weidenklonen haben Bakterien, die die Forstresistenz herabsetzen (*Ice nuclear active bacteria*) zu erheblichem Triebsterben geführt (Cambours et al. 2004). Die Mischung verschiedener Klone oder Baumarten würde das Risiko für die Ausbreitung von Pathogenen beträchtlich minimieren. Unterschiedliche Wuchsformen und unterschiedliches Wachstum bereiten aber Probleme mit der den Zuwachs mindernden Konkurrenz

zwischen Klonen (Christersson et al. 1992). Das heißt es müssten Baumarten und Klone bzw. Pflanzverbände gefunden werden, die die interspezifische oder interklonale Konkurrenz minimieren.

6 Wissensdefizite und Forschungsbedarf

Eine verstärkte Förderung der energetischen Nutzung von Biomasse aus traditioneller Waldnutzung und aus Energieholzplantagen macht nur Sinn, wenn eine nachhaltige, umweltverträgliche Bereitstellung von Biomasse gewährleistet ist. Um die Nachhaltigkeit besser einschätzen zu können sollte sie anhand messbarer Indikatoren darstellbar sein. Obgleich dafür in einigen Bereichen bereits gut abgesichertes Wissen aus der forstlichen Forschung vorhanden ist, gibt es in anderen Gebieten großen Forschungsbedarf. Die Abschätzung der nutzbaren Energieholzpotenziale in Österreich ist derzeit noch nicht ausreichend. Die bisherige, sehr umfangreiche Forschung im Bereich der vermehrten Biomasseentnahme fokussierte auf Bodenversauerung, Nährstoffverarmung und dadurch eingeschränkte Holzproduktion. Im Sinne der Klimaschutzstrategien sind völlig neue Fragen dazugekommen. Es geht heute vermehrt um den Kohlenstoffhaushalt, insbesondere die gesamte ökosystemare Speicherleistung, sowie, im Hinblick auf die globale Klimaänderung, um Wasser. Die Erarbeitung von Informationen des Wasserverbrauches für die Erzeugung von Energie aus Biomasse stellt einen innovativen Ansatz dar. Wenn bekannt ist, wie viel Liter Wasser für die Bereitstellung von einer Tonne Trockenbiomasse benötigt werden, kann auch der Vergleich unterschiedlicher Kulturen objektiviert werden. Natürlich müssen auch die Auswirkung von massiven Landnutzungsänderungen auf Qualität und Quantität von Oberflächen- und Grundwasser abschätzbar werden. Das gilt besonders für Aufforstungen aus CO₂-Steuern in Entwicklungsländern. Im Kontext der Streunutzungsforschung war auch Biodiversität noch kein Thema, heute spielt sie eine zentrale Rolle und Biodiversitätskriterien sind als Nachhaltigkeitskriterien unabdingbar, wobei auch Forstschutzfragen berücksichtigt werden müssen. Auf wesentlichen Forschungsbedarf für die einzelnen Teilaspekte wird im Folgenden näher eingegangen.

6.1 Nachhaltiges Biomassepotenzial

Die in Österreich derzeit am besten fundierten Abschätzungen der Biomassepotenziale aus dem Wald beruhen auf den Daten der Waldzustandsinventur, wo Durchforstungsrückstände und der Zuwachs erhoben werden. Das maximale Potenzial ist aber aus verschiedensten Gründen nicht erzielbar. Es müssen Bringungsverhältnisse, Eigentumsverhältnisse, zukünftige Waldentwicklung, Konkurrenz durch die Nachfrage nach Schleifholz für die Platten und Papier Produktion, Entwicklungen des Rundholzmarktes (Menge des Waldrestholzes ist an den Rundholzabsatz gekoppelt), Nachhaltigkeit des Standortes und der Produktion, die zu erwartende Entwicklung in der Waldzusammensetzung und der Waldbewirtschaftung und andere für die Gesellschaft wichtige Waldfunktionen (Naturschutz, Erholung, etc.) berücksichtigt werden, die der vollständigen Mobilisierung des Biomassepotenzials entgegen stehen. Hierzu gibt es in Deutschland mittels eines Computermodells gute Ansätze diese komplexe Potenzialberechnungen durchzuführen (Öko-Institut et al. 2004). Es wäre begrüßenswert – wenn möglich – das bereits für Deutschland entwickelte Modell für Österreich zu adaptieren. Dafür wäre es auch günstig die nächste Waldzustandsinventur auch auf Erhebungen wichtiger diesbezüglicher Basisinformation auszurichten.

Daten für die realistische Abschätzung potenzieller Flächen für die Begründung von Energieholzplantagen im Kurzumtrieb (oder auch niederwaldähnlich zu bewirtschaftender Flächen) müssen für Österreich erst erhoben werden. Hierbei sind neben den ökologischen Betrachtungen, auch sozioökonomische Überlegungen mit einzubeziehen. Daneben gibt es trotz der bisherigen durchgeführten Versuche noch immer Unsicherheiten die zu verwendenden Klone bzw. Baumarten, den Pflanzverband die Umtriebszeit und die erzielbaren Erträge auf verschiedenen Standorten betreffend. Erst wenn diese Fragen geklärt sind, ist eine realistische Abschätzung des Biomassepotenzials aus Energieholzplantagen möglich.

6.2 Nährstoffhaushalt

Die Größenordnungen der Nährstoffverluste durch die Nutzung sind relativ gut bekannt zumindest für Nadelholz und zumindest für Stickstoff. Ein Nachholbedarf besteht hier bei Laubhölzern. Die verfügbaren Daten belegen klar, dass Nadeln und Laub am Waldstandort verbleiben sollten um die Nährstoffverluste möglichst gering zu halten. Bei dieser Vorgangsweise ist wohl auf den meisten in Österreich für die vermehrte Biomasseentnahme in Frage kommenden Standorten eine Kompensationsdüngung etwa durch Holzasche nicht nötig. Hierzu sollten aber noch Untersuchungen durchgeführt werden. Jedenfalls sollten (standortsspezifische) Richtlinien für die Praxis für die nachhaltige Biomasseentnahme auf Basis des bestehenden Wissens erarbeitet werden, beispielsweise die Empfehlung Feinreisig und Astmaterial unter einem bestimmten Durchmesser am Schlagort zu belassen.

Für den Niederwald fehlen weitgehend detaillierte Untersuchungen zum Nährstoffhaushalt. Die in Österreich bestehenden Niederwälder sollten dafür genutzt werden den Nährstoffvorrat und die Nährstoffdynamik von langfristig für die Energieholzproduktion in relativ kurzem Umtrieb genutzten Wäldern mit den Verhältnissen im Hochwald zu vergleichen. Die gewonnen Erkenntnisse könnten nicht nur für die Niederwaldbewirtschaftung selbst sondern auch für die vermehrte Biomasseentnahme aus dem Hochwald und Kurzumtriebsplantagen Aufschlüsse geben.

Eine nachhaltige Produktion im Kurzumtrieb ist wahrscheinlich nicht ohne Düngemiteinsatz möglich. Diesbezüglich sollten bisherige Untersuchungsanlagen mit besserer Dokumentation weitergeführt werden mit entsprechender Begleituntersuchung des Nährstoffhaushaltes. Insbesondere sollten auch die langfristige Leistungsfähigkeit von Mischkulturen, die aus ökologischer Sicht vorteilhaft wären, (z.B. mit Erle) getestet werden. In Frage kommende Gehölze und Klone sollten auf ihre Nährstoffeffizienz auf verschiedenen Standorten untersucht werden.

Die Fragen der vermehrten Stickstoffverluste und Umweltbelastung nach häufigeren oder intensiveren Eingriffen durch Nitratauswaschung und Denitrifikation ist weniger im Hochwald als in Energieholzplantagen eine wesentliche Frage. Insbesondere die bisher festgestellten positiven Effekte im Vergleich zu landwirtschaftlichen Flächen sollten für österreichische Verhältnisse überprüft werden.

6.3 Kohlenstoffbindung

Der Kohlenstoffhaushalt hat durch die Diskussion und die politischen Ziele rund um die globale Klimaerwärmung einen hohen Stellenwert erhalten. Fundierte Untersuchungen zum Kohlenstoffvorrat gesamter Ökosysteme liegen kaum vor, weil die Erhebung der unterirdischen Biomasse und der

Kohlenstoffdynamik schwierig sind. Hier besteht also großer Nachholbedarf um die Genauigkeit der bisherigen Abschätzungen zu heben. Langfristige Auswirkungen von vermehrtem Biomassenentzug auf die Kohlenstoffvorräte hängen eng mit der Aufrechterhaltung der Produktion zusammen.

Über den positiven Effekt für die Kohlenstoffspeicherung nach Umwandlung von Ackerflächen zu Kurzumtriebsplantagen gibt es zahlreiche Untersuchungen. Die vorliegenden Erkenntnisse sollten für Österreichische Verhältnisse auf unterschiedlichen Standorten überprüft werden. Für den traditionell bewirtschafteten Niederwald gibt es kaum Daten über Kohlenstoffvorräte. Hier gibt es also ebenso großen Forschungsbedarf.

6.4 Wasserhaushalt

Für die Energieholzproduktion aus dem Hochwald erscheint das vorhandene Wissen über den Einfluss der Bewirtschaftung auf den Wasserhaushalt und umgekehrt ausreichend. Nachholbedarf besteht hier vor allem für den Niederwald und Energieholzplantagen. Besonders der hohe Wasserverbrauch von letzteren könnte in sommertrockenen Gebieten zu Grundwasserabsenkung führen. Hier sollten noch zu entwickelnde Modellrechnungen basierend auf Fallstudien für gesamte Einzugsgebiete und verschieden große Umwandlungsprozente eine Abschätzung bringen. In den USA werden Kulturen im Sommer vielfach bewässert. In Österreich sollte der Weg hin zur Verwendung standortsangepasster Baumarten und wassereffizienter Klone auf ausreichend mit Wasser versorgten Standorten gegangen werden. Hier bietet sich ebenfalls ein weites Feld für die Forschung. Aus globaler Sicht sollte das Ziel sein die Wassereffizienz (Wasserverbrauch pro Tonne Trockenmasse) verschiedener Kulturen miteinander vergleichen zu können. Hierfür gibt es bereits Ansätze, aber noch großen Forschungsbedarf.

6.5 Biodiversität und biogene Risiken

Für die Förderung der Biodiversität im Hochwald scheint die Frage der Belassung eines Mindestmaßes von Totholz das wichtigste mit der Energieholzentnahme in Widerspruch stehende Kriterium. Es sollten hier klare Mindestanforderungen ausgearbeitet. Weiters sollten Untersuchungen über die Auswirkungen von Durchforstungseingriffen auf das Bodenleben fortgesetzt werden, um eventuelle negative Auswirkungen durch die Eingriffe schnell zu erfassen.

Für den Niederwald sollte festgestellt werden, welche Wälder auf welchen Standorten unter welcher historischen Bewirtschaftung tatsächlich einen wertvollen Lebensraum für die verschiedenen Artengruppen bieten und damit hohe Biodiversität erlangt haben. Hier könnten sich wertvolle Rückschlüsse auf die Anlage von Kurzumtriebsplantagen in Mischung bzw. von naturnahen Pufferbereichen um Kurzumtriebsplantagen ergeben.

Für Kurzumtriebsplantagen sind Fragen des Waldschutzes vor Pathogenen wesentlich. Neben Untersuchungen zu den in Österreich zu erwartenden Schadorganismen für die einzelnen Baumarten, fehlt vor allem Forschung im Bereich der Mischung von Klonen und Gehölzen um die Ausbreitung innerhalb einer Plantage zu erschweren und somit die Plantagen betriebssicherer zu machen. Untersuchungen wie Antagonisten bestimmter Schadorganismen in Kurzumtriebsplantagen durch eine Erhöhung der Biodiversität gefördert werden können sollten in Angriff genommen werden.

Danksagung

Dipl.-Ing. Kasimir Nemesthoty (Energieverwertungsagentur (E.V.A.)) und Prof. Dr. Klaus Katzensteiner (Department für Wald und Bodenwissenschaften, Universität für Bodenkultur) danke ich herzlich für wertvolle Literaturhinweise und das Überlassen von Abbildungen.

Literaturverzeichnis

- Adegbidi, H.C., Volk, T.A., White, E.H., Abrahamson, L.P., Briggs, R.D., Bickelhaupt, D.H. 2001. Biomass and nutrient removal by willow clones in experimental bioenergy plantations in New York State. *Biomass and Bioenergy* 20: 399-411.
- Anderl, M. 1998. CO₂-Einsparungspotentiale durch Energiesparmaßnahmen und Nutzung von Biomasse sowie solarthermischer Warmwasserbereitung am Beispiel der Gemeinden St. Johann im Pongau und Velden am Wörther See. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien, 153 S.
- Armolaitis K., Raguotis, A., Zenkovaite J. 2002. Studies of wood ash utilization. In *Studies on forestry, technology and economy of forest fuel production in Rokiskis forest enterprises. Final Report.* Lithuanian Forest Research Institute. 42 S.
- Bacher H. 1989. Abschätzung von Forstschutzproblemen in Energieholzplantagen. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien. 113 S.
- Baral, A. und Guha, G.S. 2004. Trees for carbon sequestration or fossil fuel substitution: the issue of cost vs. carbon benefit. *Biomass and Bioenergy* 27: 41-55.
- Benecke, P. 1984. Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. Schriftenreihe aus der Forstl. Fakultät der Universität Göttingen und der Nieders. Versuchsanstalt 77.
- Blake, T.J. and Tschaplinsky, T.J. 1992. Water Relations. In C.P. Mitchell et al. 1992. *Ecophysiology of short rotation forest crops.* Elsevier Science Publisher. London. S 66 - 94.
- Bormann, B.T. und Likens, G.E. 1979. *Pattern and Process in a Forested Ecosystem.* Springer. New York. 253 S.
- Bosch, J.M., Hewlett, J.D. 1982. A review of catchment experiments to determine the effects of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol.* 55: 3-23.
- Brady; N.C., Weil, R.R. 1999. *The Nature and Properties of Soils.* Prentice-Hall Inc., New Jersey. 881 p.
- Brechtel, H.M., Pavlov, M.B. 1977. Niederschlagsbilanz von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen in der Rhein-Mainebene. Hessische Forstliche Versuchsanstalt und Kuratorium für Wasser- und Kulturbauwesen.
- Buckley 1992. *Ecology and Management of Coppice Woodlands.* Chapman and Hall, London. 336 S.
- Bungart, R. 1999. Erzeugung von Biomasse zur energetischen Nutzung durch den Anbau schnellwachsender Baumarten auf Kippsubstraten des Lausitzer Braunkohlereviere unter besonderer Berücksichtigung der Nährelementversorgung und des Wasserhaushaltes. *Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Band 7.* Cottbus. 159 S.
- Cambours, M.A. Nejad, P., Granhall, U., Ramstedt, M. 2005. Frost-related dieback of willows. Comparison of epiphytically and endophytically isolated bacteria from different *Salix* clones, with emphasis on ice nucleation activity, pathogenic properties and seasonal variation. *Biomass and Bioenergy* 28: 15-27.
- Caputo, A.C., Palumbo, M., Pelagagge, P.M., Scacchia, F. 2004. Economics of biomass energy utilization in combustion and gasification plants: effects of logistic variables. *Biomass and Bioenergy* 28: 35-51.
- Christersson, L. Ramstedt, M., Forsberg, J. 1992. Pests, diseases and injuries in intensive short-rotation forestry. In C.P. Mitchell et al. 1992. *Ecophysiology of short rotation forest crops.* Elsevier Science Publisher. London. S 185 – 215.
- Englisch, M. 1987. Versauerung von Waldböden durch Entnahme von Biomasse bei der Holzernte (Fichte). Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien. 71 S.
- E.V.A. 2003. Machbarkeitsstudie „4% Ökostrom bis 2008. Endbericht. Energieverwertungsagentur Wien.

-
- Fearnside, Ph.M. 2000. Uncertainty in land-use change and forestry sector mitigation options for global warming: Plantation silviculture versus avoided deforestation. *Biomass and Bioenergy* 18: 457-468.
- Fuller, R.J. 1992. Effects of coppice management on woodland breeding birds. In G.P. Buckley (Ed) *Ecology and management of coppice woodlands*. Chapman and Hall, London. S 169-192.
- Garten Jr. C.T. 2002. Soil carbon storage beneath recently established tree plantations in Tennessee and South Carolina, USA. *Biomass and Bioenergy* 23: 93-102.
- Glatzel, G. und Unteregger, E. 1987. Nährstoffentzug und Bodenversauerung in Pappel-Energieholzplantagen. *ÖFZ* 4: 58-59.
- Goldsmith, F.B. 1992. Coppicing – a conservation panacea? In G.P. Buckley (Ed) *Ecology and management of coppice woodlands*. Chapman and Hall, London. S 306-312.
- Grabherr, G., Forstner, M., Grimm, K., Kumpfmüller, M. Seltenhammer-Malina E., Wirth, J. 1992. *Expertengutachten Energiewaldforschung. Endbericht. Forum Österreichischer Wissenschaftler für den Umweltschutz*. 109 S.
- Gurnell, J., Hicks, M., Whitbread, S. 1992. The effects of coppice management on small mammal populations. In G.P. Buckley (Ed) *Ecology and management of coppice woodlands*. Chapman and Hall, London. S 213-232.
- Hakkila, P. 2004. Developing technology for large-scale production of forest chips. Final Report, Wood Energy Technology Programme 1999 – 2003. TEKES Technology Programme Report 6/2004. Helsinki.
- Heilmann, P. 1992. Sustaining production: Nutrient dynamics and soils. In C.P. Mitchell et al. (eds) 1992. *Ecophysiology of short rotation forest crops*. Elsevier Science Publisher. London. S 216-230.
- Hinckley, T.M., Brooks, J.R., Cermák, J., Ceulemans, R., Kucera, J., Meinzer, F.C., Roberts, D.A., 1994. Water flux in a hybrid poplar stand. *Tree Phys.* 14: 1005-1018.
- Hornbeck, J.W., Adams, M.B., Corbett, E.S., Verry, E.S., Lynch, J.A. 1993. Long-term impacts of forest treatment on water yield: a summary for northeastern USA. *J. Hydrol.* 150: 323-344.
- Johnson, D.W., Curtis, P.S. 2001. Effects of forest management on soil carbon and nitrogen storage: Meta Analysis. *For. Ecol. Manage.* 140: 227-238.
- Kaltschmitt, M, Hartmann, H. (Hrsg.) 2001. *Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Springer, Berlin. 770 S.
- Katzensteiner, K. 2000. Wasser- und Stoffhaushalt von Waldökosystemen in den nördlichen Kalkalpen. *Österr. Ges. für Waldökosystemforschung u. Experimentelle Baumforschung, Univ. für Bodenkultur, Wien*, 159 S.
- Katzensteiner 2003. Vortrag Fachsenatstagung. *Ökologische Aspekte der energetischen Nutzung von Biomasse aus Wäldern. Aktuelle Herausforderungen an die Österreichische Forstwirtschaft und die Universität für Bodenkultur*, 4. - 5. Sept. 2003, Ossiach.
- Kimmins, J.P. 1977. Evaluation of the consequences for future tree productivity of the loss of nutrients in whole-tree harvesting. *For. Ecol. Manage.* 1: 169-183.
- Kimmins, J.P. 1997. *Forest Ecology. A foundation for sustainable Management*. 2nd ed. Prentice-Hall Inc. New Jersey. 596 S.
- Kirby, K.J. 1992. Accumulation of dead wood – a missing ingredient in coppicing? In G.P. Buckley (Ed) *Ecology and management of coppice woodlands*. Chapman and Hall, London. S 99-112.
- Lechner J. 1997. *Energie aus Holz*. Land Salzburg. Landesforstdirektion. 128 S.
- Köstler, J.N., Brückner, E., Biebelriether, H. 1968. *Die Wurzeln der Waldbäume – Untersuchungen zur Morphologie der Waldbäume in Mitteleuropa*. Paul Parey, Hamburg. 284 S.
- Krondorfer, M. 1990. *Auswirkungen von Energieholzplantagen auf chemische und physikalische Bodeneigenschaften*. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur, Wien. 79 S.
- Leitgeb, E., Englisch, M. 2003. *Ökologische Auswirkungen von Durchforstungseingriffen*. BFW Praxisinformation 2: 13-15.

- Londo, M., Roose, M., Dekker, J., DeGraaf, H. 2004. Willow short-rotation coppice in multiple land-use systems: evaluation of four combination options in the Dutch context. *Biomass and Bioenergy* 27: 205-221.
- Mackensen, J. 1998. Untersuchungen zur nachhaltigen Nährstoffversorgung in schnellwachsenden Plantagensystemen in Ost-Kalimantan, Indonesien – ökologische und ökonomische Implikationen. Göttinger Beiträge zur Land und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen. Heft 127, 209. S.
- Matson, P.A., Gower, S.T., Volkman, C., Billow, C., Grier, C. 1992. Soil nitrogen cycling and nitrous oxide flux in a Rocky Mountain Douglas-fir forest: effects of fertilization, irrigation and carbon addition. *Biogeochemistry* 18: 101-117.
- MCPFE 2003. State of Europe's Forests 2003. Report on Sustainable Forest Management in Europe. Liaison Unit Vienna, Wien. 126 S.
- Müller, F. 1998. Waldbauliche Strategien für das Pannonische Tief- und Hügelland bei sich ändernden Umweltbedingungen. Online-Publikationen BFW (vormals FBVA). <http://bfw.ac.at/publ/neu/berichte95/mueller.html> (13. 1. 2005).
- National Board of Forestry 2002. Recommendations for the extraction of forest fuel and compensation fertilizing. Meddeland 3 – 2002. Jönköping. 20 S.
- Nemesthoty, K.P. 2004. Vortrag holz – 2004. 2. Jahreskongress. Biomasse – wohin sich die Mengen entwickeln.
- Nord-Larsen, T. 2002. Stand site productivity response following whole-tree harvesting in early thinnings of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Biomass and Bioenergy* 23: 1-12.
- Öko-Institut und Partner 2004. Endbericht des F&E Projektes „Stoffstromanalyse zur nachhaltigen Nutzung von Biomasse“. Darmstadt gefördert vom Ministerium für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Rammer, W. 2003. Erneuerbare Energie im ländlichen Raum. Eine Strategie zur nachhaltigen Entwicklung und Aspekte der Umsetzung am Beispiel Schenkenfelden. Diplomarbeit Wirtschaftsuniversität Wien, 127 S.
- Raschka, H.D. 1997. Forstliche Biomasseproduktion im Kurzumtrieb. Abschlussbericht des Forschungsprojektes P/2/24. FBVA-Berichte, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien. Nr. 97. 29 S.
- Reinhardt G.A., Zemanek G. 2000. Ökobilanz Bioenergieträger: Basisdaten, Ergebnisse, Bewertungen, Schmidt, Berlin. 163 S.
- Röser, D., Asikanen, A., et al. 2003. Metsändtutkimuslaitoksen Tiedonantoja 901. 68 S.
- Schadauer, K., Büchsenmeister, R. 2004. Holvvorrat wieder deutlich gestiegen: Milliardengrenze ist durchbrochen. BFW Praxisinformation 3: 8-9.
- Schume, H., Jost, G., Hager, H. 2004. Soil water depletion and recharge patterns in mixed and pure forest stands of European beech and Norway spruce. *J. Hydrol.* 289: 258-274.
- Sterba, H., Gugganig, H. Hauser, B. 2003. Stammzahlreduktion ja, aber nicht als Ganzbaumnutzung. *ÖFZ* 114(10): 18-19.
- Tiefenbacher, H. 1992. Energieholzanbau – eine ökologische Alternative. *ÖFZ* 7: 21-22.
- Thees, O., Frutig, F., Kaufmann, E. 2004. Energiepotenzial im Schweizer Wald. WSL Informationsblatt Forschungsbereich Wald 18: 1-3.
- Unsold, R. 1999. Kurzumtriebsbewirtschaftung auf landwirtschaftlichen Grenzertragsböden. Biomassenproduktion und bodenökologische Auswirkungen verschiedener Baumarten. Berichte aus der Agrarwissenschaft. Shaker Verlag, Aachen 1999. 193 S.
- Updegraff, K., Baughman M.J., Taff, S.J. 2004. Environmental benefits of cropland conversion to hybrid poplar: economic and policy considerations. *Biomass and Bioenergy* 27: 411-428.
- Weih M. und Nordh, N-E. Characterizing willows for biomass and phytoremediation: growth, nitrogen and water use of 14 willow clones under different irrigation and fertilization regimes. *Biomass and Bioenergy* 2002. 397-413.
- Weiss, P., Schieler, K. Schadauer, K. Radunsky, K., Englisch, M. 2000. Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll. Monographien Band 106. Umweltbundesamt GmbH, Wien.

World Commission on Environment and Development 1987. Our Common Future, Oxford University Press, Oxford, 37 p.