Zeitschrift: Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich

Herausgeber: Geobotanisches Institut, Stiftung Rübel (Zürich)

Band: 116 (1994)

Artikel: Pflanzensoziologisch-ökologische Untersuchungen an Schlagfluren im schweizerischen Mittelland über Würmmoränen

Autor: Gilgen, René

Kapitel: 5: Diskussion

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-308980

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 05.12.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

5. DISKUSSION

Die vorliegende Arbeit befasst sich vorwiegend mit den ökologischen und pflanzensoziologischen Verhältnissen auf jüngeren Schlagflächen. Dabei interessierten nicht nur die durch das Hiebereignis ausgelösten standorts- und vegetationskundlichen Veränderungen gegenüber den vorgängigen Waldverhältnissen, sondern auch die Struktur, die Zufälligkeit, die Dynamik und die Entwicklung solcher Standorte. Die auf verschiedenen Schlagflächen z.T. sehr unterschiedlich verlaufende Sekundärsukzession der ersten Jahre sollte beschrieben und kausal erfasst werden.
Will man die Bedeutung der Schlagflächen für das Ökosystem Wald abschätzen, so dürfen faunistische Betrachtungen nicht fehlen (vgl. HANSSON 1992, KLÖTZLI 1965, PASSARGE 1984b, PUNTTILA et al. 1991, SCHWABE und MANN 1990, SSYMANK 1991b, 1992, STURM 1989). Umfassende Ökosystemforschung wurde zum Beispiel im Sollingprojekt (ELLENBERG et al. 1986) durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass in den untersuchten Ökosystemen (Buchenwald, Fichtenaufforstung, Mähwiese und Acker) die Zahl der Pflanzenarten gegenüber den Tierarten (phyto-, zoo- und saprophagen) geradezu als winzig erscheint. Dies gilt wahrscheinlich nicht nur für die extrem sauren Böden des Sollings. Entgegen der geringen Artenzahl können die Pflanzen aber sehr bedeutend sein (z.B. im Waldökosystem), bilden sie doch die Lebensgrundlage für die Tiere (Nahrungsquellen, Lebensräume, Strukturelemente etc.). Aus zeitlichen Gründen musste in der vorliegenden Arbeit auf faunistische Erhebungen verzichtet werden. Gewisse faunistische Aspekte werden aber in Kapitel 5.6. kurz diskutiert.
In einer Resultatübersicht (Tab. 18) sind die wichtigsten untersuchten primären und sekundären Auswirkungen eines Schlagereignisses auf den Standort kurz zusammengefasst.

5.1. DAS SCHLAGEREIGNIS IN DER SCHWEIZERISCHEN WALDWIRTSCHAFT

Während die Bäume im **Urwald** zwischen etwa 400 Jahre (Buche) und 1000 Jahre (Eiche) alt werden (REMMERT 1991), liegt die Umtriebszeit in den **Wirtschaftswäldern** des schweizerischen Mittellandes zwischen etwa 80 und maximal 150 Jahren (BROGGI und WILLI 1993). Die Wälder werden also in ihrer

Tab. 18. Primäre und sekundäre Auswirkungen eines Schlagereignisses. Vergleich von Waldbeständen mit jungen Schlagflächen mittlerer Grösse. Resultatzusammenfassung.
Primary and secondary effects of woodland clearing. Comparison of forests with new medium-sized clearings. Synopsis of results.

++	starke Zunahme - *great increase*
+	leichte Zunahme - *slight increase*
=	gleichbleibend - *no change*
-	leichte Abnahme - *slight decrease*
--	starke Abnahme - *great decrease*
+ bis -	Zunahme bis Abnahme - *increasing to decreasing*

Beurteilungspunkte		Veränderungen in der Schlagfläche gegenüber dem Wald
Mikroklima	Lichtfluss bei Sonnenschein	++
	Lichtfluss bei starker Bewölkung	=
	Niederschlagsmenge	+
	Wind	+ bis ++
	Tagestemperatur bei Sonnenschein	+ bis ++
	Tagestemperatur bei starker Bewölkung	=
	Tagestemperatur in Krautschicht bei Sonnenschein	++
	Tagestemperatur in 200 cm Höhe bei Sonnenschein	+
	Temperaturschichtung bei Sonnenschein	+ bis ++
	Temperaturschichtung bei starker Bewölkung	=
	Temperatur in klaren Nächten	- bis - -
	Nachttemperatur bei bedecktem Himmel	=
	rel. Luftfeuchtigkeit bei Sonnenschein	-
	rel. Luftfeuchtigkeit in klaren Nächten in Bodennähe	++
	rel. Luftfeuchtigkeit in klaren Nächten in 200 cm Höhe	= bis +
	abs. Luftfeuchtigkeit bei Sonnenschein in Bodennähe	+ bis ++
Boden	Bodentemperatur (in 10 cm Tiefe) bei Sonnenschein	++
	Bodentemperatur (in 10 cm Tiefe) in der Nacht	+
	Nährstofffreisetzung	+
	Wassergehalt im Boden	+
	Wassergehalt im Boden (oberster Auflagehorizont)	+ bis -
standörtliche Vielfältigkeit		+
Anzahl Pflanzenarten		++
	Waldarten	= bis +
	lichtbedürftige Arten	++
Samenvorrat		++

Optimalphase gefällt. Die Alters- und Sterbephasen werden übersprungen, der Zyklus kurzgeschlossen (LEIBUNDGUT 1982, REMMERT 1991). Durch Pflanzungen wird die Verjüngungszeit oftmals verkürzt.
Die **forstlichen Massnahmen** umfassen aber nicht nur die Versorgung des Marktes mit dem Rohstoff Holz, sondern auch die Waldpflege und die Waldverjüngung. Primäres Ziel sollte dabei immer die Erhaltung und Förderung der Stabilität der Waldbestände sein (LEIBUNDGUT 1954, vgl. auch SCHÄDELIN 1922).
Die neuartigen, akut gewordenen **Waldschäden**, die in den frühen 80er-Jahren eine lebhafte Diskussion über das "Waldsterben" auslösten und Anlass zu verschiedenen Forschungsarbeiten gaben (vgl. PANKOW 1991, STARK 1991, WSL 1992a, 1992b u.a.), zwingen den Förster auch vermehrt zu Zwangsnutzungen (BETTSCHART mündl.).
Durch die forstlichen Massnahmen ändert sich das **Waldbild** stark. Die Verteilung der Waldtypen wurde im Landesforstinventar (LFI, MAHRER 1988) für das Mittelland folgendermassen angegeben: 89.4% Hochwald (HW, wovon 81.9% gleichförmiger HW, 5.5% ungleichförmiger HW und 2.0% plenterartiger HW), 4.7% Mittelwald, 0.7% Niederwald, 0.5% vorübergehend nicht bestockte Flächen (Schlag-, Brand- oder Windwurfflächen) und 4.7% andere Waldtypen. Nach LEIBUNDGUT (1990) sind im Mittelland rund 85% der Waldfläche von einschichtigen, gleichaltrigen Beständen bestockt, wobei der einst dominierende Laubwaldanteil auf rund 40% seines möglichen Potentials zurückgegangen ist (LEIBUNDGUT 1988).
Im Wirtschaftswald werden **Schlagfluren** vorwiegend durch Femel-, Saum-, Schirm- oder Kahlschlag flächenweise begründet. In Urwaldbeständen können sie sich grossflächig in Waldteilen ausbilden, die durch Feuer, Sturm, Schnee, Rutschungen und Überschwemmungen oder durch Insektenschäden und Pilzkrankheiten zerstört wurden. Deshalb erachtet MOOR (1981, vgl. auch SCHÜTZ 1990) die Schlagflächen - obschon künstlich geschaffen - als einen natürlichen Standort.
Die 113 untersuchten Schlagflächen wurden im allgemeinen durch einen forstwirtschaftlich gezielten Eingriff, seltener durch ein Sturmereignis mit anschliessender Zwangsnutzung und Räumung (z.B. Fläche 2810) geschaffen. Meistens handelte es sich dabei nicht um eigentliche Kahl- sondern um Femelschläge. "Beim Femelschlagbetrieb werden die Verjüngungen auf kleiner Fläche (Trupp, Gruppe, Horst) entweder natürlich oder künstlich eingeleitet, wobei die Hiebsart dem Verjüngungsziel angepasst wird" (GRÜNIG 1962, vgl. auch LEIBUNDGUT 1948 über den schweizerischen Femelschlagbetrieb).

Schlagweiser Hochwald wird in der Schweiz hauptsächlich durch diese kleinflächige Betriebsform, ein Horst nimmt eine Fläche von 5 bis 50 Aren ein, begründet. Die Erkenntnis über die nachteiligen Folgen von Kahlschlägen fand Eingang in die schweizerische Gesetzgebung (vgl. Kap. 2.5.) und führte zu dieser differenzierenden Waldbewirtschaftungsform.
In vielen Gebieten wird die Verjüngung des Waldes unter anderem durch **zu hohe Rehwildbestände** stark beeinträchtigt, wobei das Ausmass des Verbisses und der Beschädigungen von zahlreichen Faktoren abhängt (vgl. KLÖTZLI 1965). Die oftmals notwendigen Einzäunungen sind arbeitsintensiv und damit teuer (vgl. SOMMER 1956). Aus Wirtschaftlichkeitsgründen werden heute deshalb anstelle von kleinflächigen, femelschlagartigen Verjüngungen wieder öfters grosse, kahlschlagähnliche Verjüngungshiebe gemacht (BGU 1984-88). Einzäunungen sollten aber nicht grösser als 25 Aren sein. Nach Möglichkeit werden vermehrt auch die billigeren Einzelschütze verwendet (BETTSCHART mündl.).

5.2. AUSWIRKUNGEN DES SCHLAGES AUF DIE STANDORTSBEDINGUNGEN

5.2.1. Auswirkungen auf das Mikroklima

Bei der Diskussion der mikroklimatischen Messresultate müssen die **besonderen Verhältnisse der untersuchten Standorte** mitberücksichtigt werden. LÜTZKE (1961) stellte fest, dass die Strahlungs- und Austauschverhältnisse und damit auch die Temperaturverhältnisse in Waldbeständen durch die Bestandeshöhe, -dichte und -struktur und durch die Holzartenzusammensetzung mannigfaltig variieren. Auch die Wärmekapazität und -leitfähigkeit ist in den Waldböden je nach Dicke und Dichte der Streu- und Humusschicht äusserst unterschiedlich. Bei den Hiebflächen werden die temperaturbeeinflussenden Faktoren zusätzlich von der Schlaggrösse beeinflusst.
Die offensichtlichsten **primären Auswirkungen eines Schlagereignisses sind ein erhöhtes Licht- und Niederschlagangebot** (geringere Interzeptionsverluste gegenüber dem Wald). Ein Vergleich der Tagesspitzenwerte des Lichtflusses ergab am Boden der bereits dreieinhalbjährigen Schlagfläche 1120 trotz üppiger Kraut- und reichstrukturierter Strauchschicht die 30-fachen Werte gegenüber denjenigen des Waldstandortes (vgl. Kap. 4.2.1.4., Fig. 18 und 19). Durch die fehlende bzw. geringere Beschattung der Kraut- und

Strauchschicht erreichten die Spitzenwerte des Schlages auf 110 cm und 210 cm Höhe sogar das 116-fache der entsprechenden Waldwerte (Fig. 18 und 19). Da es sich beim Waldspitzenwert um ein einmaliges Ereignis handelte, waren die Lichtverhältnisse auf der Schlagfläche gegenüber dem Wald noch um einiges besser. Falls zum Zeitpunkt des Schlages auf der Hiebfläche keine üppige Krautschicht ausgebildet war, entsprachen die damaligen Lichtverhältnisse in Bodennähe ungefähr den Messwerten in 110 und 210 cm Höhe.
Für die Vegetationsausbildung auf dem Waldboden gilt aber allgemein die **Lichtverteilung bei bedecktem Himmel** als ausschlaggebend (EBER 1972). Auch ist ein zahlenmässiger Vergleich zwischen der Helligkeit im Freiland und im Wald eigentlich nur bei einem gleichmässig bedeckten Himmel möglich, da die Lichtflecken bei sonnigem Wetter mehr als ein Viertel der Fläche einnehmen können (LEIBUNDGUT 1985). Im untersuchten Buchen-Fichten-Mischwald mit zwei gut ausgebildeten Baumschichten, die nach Laubaustrieb zusammen einen Kronenschluss von 99 % erreichten, war der Lichtfleckeneinfluss aber viel kleiner. Die relative Beleuchtungsstärke - ermittelt aus den Tagesmesswerten vom 8. und 9. August 1991 bei bedecktem Himmel - ergaben im Wald gegenüber dem durch die Strauch- und Krautschicht ebenfalls beschatteten Schlagboden Werte von rund 14%. Durch die stärkere Absorption und Reflexion der zusätzlichen kurzwelligen Strahlung bei schönem Wetter ist die relative Helligkeit im Bestand bei Sonnenschein geringer als bei bedecktem Himmel (EBER 1972, KIESE 1972, KLÖTZLI 1968, MITSCHERLICH et al. 1965/66 und TURNER 1958). Gegenüber den kaum beschatteten Schlagmessungen in 110 und 210 cm Höhe betrug die **relative Beleuchtungsstärke im untersuchten Wald noch ungefähr 0.5%**. Dies entspricht ungefähr dem tiefsten Lichtkompensationspunkt von schattentoleranten Blütenpflanzen und kann von den anspruchsvollen Arten nicht mehr besiedelt werden (WALTER 1986). Hier ist auch die Ursache für die sehr schwach ausgebildete und artenarme Krautschicht in dieser Waldfläche (vgl. Tab. C im Anhang) zu suchen. Auch MITSCHERLICH et al. (1965/66) und EBER (1972) konnten im Sommer bei bedecktem Himmel in verschiedenen Waldgesellschaften relative Beleuchtungsstärken nachweisen, die oft weniger als 5 %, gelegentlich sogar nicht einmal 1 % betrugen. Es werden hier also zum Teil Verhältnisse wie im tropischen Regenwald erreicht (vgl. KLÖTZLI 1968).
Die im folgenden diskutierten, veränderten mikroklimatischen Bedingungen auf Schlagflächen berücksichtigen vor allem die Verhältnisse während der Vegetationszeit.
Wie verschiedene Autoren erwähnten (GEIGER 1942, LÜTZKE 1961, MOOR

1981, TOLVANEN und KUBIN 1990 u.a.), herrschen bezüglich **Temperatur auf der Schlagfläche kontinentalere Verhältnisse** als im benachbarten Wald (vgl. Kap. 4.2.1.2.). Die grossen Lufttemperaturunterschiede beschränkten sich aber auf die Schönwetterphasen (Fig. 14). Auch gegenüber der offenen Feldflur bestehen in Bestandeslücken bei weitem extremere Verhältnisse (LÜTZKE 1961), die vor allem durch geringere, ausgleichend wirkende Windeinflüsse auf den Schlagflächen (vgl. FLEMMING 1968) verursacht werden.
Während der Messperiode betrug die **maximale Tag-Nachttemperaturdifferenz** auf der Schlagfläche in 40 cm und 100 cm Höhe rund 20.2°C bzw. 19.5°C, in 200 cm Höhe etwa 15.7°C. Im benachbarten Waldstück ergaben die Temperaturunterschiede in den entsprechenden Höhen aber nur noch 11.0°C in 40 cm, 11.4°C in 90 cm und 11.5°C in 200 cm Höhe. Während die Temperaturschwankungen in den höheren Schichten der Schlagfläche durch erhöhte Wind- und geringere Kälteseebildungseinflüsse etwas abnahmen, waren sie im Wald in den untersuchten Höhen relativ konstant. Die **Amplitudenunterschiede** zwischen den entsprechenden Schichten der beiden Standorte betrugen 9.2°C (40 cm), 8.1°C (90/100cm) und 4.2°C (200cm). LÜTZKE (1961) beobachtete in einem Buchenbestand gegenüber der Schlagfläche an der Bodenoberfläche sogar eine um 20°C grössere Amplitude, die mit zunehmender Höhe abnahm. Die Beobachtung von TOLVANEN und KUBIN (1990), dass bereits in 2 m Höhe zwischen Wald und Schlag kein Temperaturunterschied mehr besteht, konnte nicht bestätigt werden. Sie repräsentiert eher einen Ausnahmezustand bei kalten Lufttemperaturen um die Nullgradgrenze (vgl. MITSCHERLICH et al. 1965/66).
ELLENBERG (1986) verglich das Lokalklima des windgeschützten Kahlschlages mit dem einer Doline: "In klaren Nächten sammelt sich die abgekühlte, schwerere Luft am Boden und bewirkt schärfere Fröste als im Wald oder im windoffenen Freiland; während des Tages dagegen kommt es durch die erhöhte Einstrahlung und geringere Windbewegungen zu überhöhten Temperaturen". GEIGER (1942) und LÜTZKE (1961) berichteten von einer mit zunehmender Schlaggrösse stetigen Abnahme der Nachttemperatur durch Verringerung des Bestandeinflusses. Nach ihnen gibt es eine **kritische Hiebflächengrösse**, bei der die Nachttemperaturen ihre tiefsten Werte erreichen; in grösseren Lücken sind sie durch zunehmende Windeinflüsse wieder höher. Diese kritische Grösse ist abhängig vom Verhältnis des Durchmessers der Schlagfläche zur Höhe des umgebenden Bestandes und wird erst erreicht, wenn dieses Verhältnis bei weitem grösser als drei ist (LÜTZKE 1961).
Wie die starken Temperaturschwankungen der Schlagfläche so manifestierte

sich auch die relativ ausgeprägte **Temperaturschichtung innerhalb des Schlages** vor allem bei schönem Wetter. In der Schlechtwetterphase waren solche Unterschiede nicht mehr zu erkennen (Fig. 13). Dies bestätigt die Resultate von LÜTZKE (1961), TOLVANEN und KUBIN (1990) u.a. **Im Wald** konnte zu keinem Zeitpunkt eine deutliche Schichtung festgestellt werden (Fig. 10). Nach MITSCHERLICH et al. (1965/66) und GARVE (1976, zit. in ELLENBERG et al. 1986) werden die höchsten Tagestemperaturen im Wald im Kronenraum gemessen, der hier aufgrund der Fragestellung mit keinen Messungen erfasst wurde.

Auch die **Bodentemperaturen** - in 10 cm Tiefe gemessen - waren in der Schlagfläche stärkeren Tag-Nachtrhythmen unterworfen (vgl. Fig. 11, Kap. 4.2.1.2., LÜTZKE (1961), GLAVAC und KOENIES (1978) u.a.). LÜTZKE (1961) begründete die grössere Wärmeamplitude im Kahlschlagboden mit dem fast unbehinderten Strahlungsaustausch auf der Schlagfläche mit der freien Atmosphäre. Allgemein konnten in der viertägigen Beobachtungszeit sowohl während des Tages wie auch in der Nacht und nach erfolgtem Wetterumschlag im Schlag höhere Bodentemperaturen als im Wald gemessen werden. Die gegenüber der Luft geringeren Temperaturamplituden im Boden und der um drei bis acht Stunden verzögerte Temperaturverlauf (vgl. Kap. 4.2.1.2. und MITSCHERLICH et al. 1965/66) wurden durch die geringere Temperaturleitfähigkeit des Bodens (GEIGER 1942) verursacht.

Während der Messdauer war bis zum Beginn der Niederschläge bezüglich **relativer Luftfeuchtigkeit** sowohl im Wald wie auch in der Schlagfläche eine starke Tag-Nachtrhythmik auszumachen, die extrem temperaturabhängig war (Fig. 15-17, Kap. 4.2.1.3.). Bei stärkerer Erwärmung während den Tagesstunden resultierten im Wald höhere relative Luftfeuchtigkeiten als im Schlag (vgl. BURGER 1931, MITSCHERLICH et al. 1965/66). In der Nacht übertrafen die relativen Feuchtigkeitswerte der bodennahen Luftschichten des Schlages (40 cm, 100 cm) diejenigen des Waldes bei weitem.

Bei den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Beständen handelte es sich um einen Hochwald mit nahezu fehlendem Unterwuchs und um eine in der Vegetation üppige und reichstrukturierte Hiebfläche. Durch die starke Transpiration der Krautschicht und die geringen Windkonvektionen in der Vegetation der Schlagfläche erreichten die nach den Tabellen von SLAVIK (1974) umgerechneten **absoluten Feuchtigkeitswerte** in den bodennahen Schichten dieses Bestandes die höchsten Werte. Die absolute Feuchtigkeit war sowohl im Wald wie auch in der Schlagfläche in den darüberliegenden Schichten kleiner. Andererseits fand LÜTZKE (1967) in einem Föhrenaltholzbestand mit

Rotbuchenbeimischung gegenüber einer Wiese einen Feuchtigkeitsüberschuss. Die geringere Evapotranspiration des Waldbodens und der Bodenvegetation wurden durch den kleineren Massenaustausch der Luft in der Waldfläche überkompensiert. Für **echte, temperaturunabhängige Feuchtigkeitsüberschüsse** sind also vor allem Evapotranspiration sowie Massenaustausch der Luft und damit die Struktur des Bestandes entscheidend.

5.2.2. Auswirkungen auf den Boden

Die mikroklimatischen Veränderungen haben zum Teil auch direkte **Auswirkungen auf die Bodeneigenschaften**. Verschiedene Autoren berichteten von verstärktem Humusabbau und rascherer Nährstofffreisetzung in Schlagflächen infolge der mechanischen Verletzungen und der stärkeren Erwärmung der Bodenoberfläche (ELLENBERG 1986, IRRGANG 1990, SCHMIDER et al. 1993, WAGENITZ-HEINECKE 1958, WILMANNS 1989). Dieser günstige Zustand dauert aber nicht lange, da die rasch mobilisierten Nährstoffe bereits nach zwei bis drei Jahren aufgebraucht sind (ELLENBERG 1986, KUNKLE 1974).
Mindestens vier der acht genauer untersuchten Schläge hatten zum Zeitpunkt der Bodenprobennahme altershalber dieses Stadium des Nährstoffreichtums bereits überschritten (vgl. Tab. 11, Kap. 4.2.2.). Diese Untersuchungen können also vor allem Aussagen über Boden- und Nährstoffveränderungen an solchen Standorten erlauben, die über Jahre noch andauern und feststellbar bleiben. Die im folgenden diskutierten Resultate stellen dabei eine Momentaufnahme des Frühjahrzustandes anfangs März 1992 in den ersten 40 cm des Bodenprofils dar (Tab. 11).
Bezüglich den Nährstoffen konnte bei den meisten Messungen **sowohl im Wald- wie auch im Schlagboden eine deutliche Schichtung** nachgewiesen werden (Tab. 11). Bei je sieben der acht untersuchten Wald- und Schlagböden ergaben die Messungen im obersten Horizont die höchsten **Phosphor**-Werte. Nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1984) ist im Oberboden der P-Gehalt im Vergleich zum Unterboden infolge Anreicherung höher. In unkultivierten Böden erfolgt diese Anreicherung über die Mineralisierung von Vegetationsrückständen. Diese Mineralisierung, die im März noch fehlende Zehrung dieser Nährstoffe durch pflanzliches Wachstum sowie nur geringe Verlagerungseffekte führten wahrscheinlich auch beim **Kalium** und **Magnesium** zu den zum Teil deutlich höheren Konzentrationen im Oberboden der 16 Untersuchungsflächen. Zusätzlich ist im Oberboden wegen den höheren Humusgehalten (vgl. Tab. 11) die Kationenaustauschkapazität erhöht (STICHER mündl., vgl. SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1984).

Durch den Anfall von saurer Nadelstreu, geringe Erosionserscheinungen sowie fehlende künstliche Zufuhr basisch wirkender Kationen (Düngung) sind die **pH-Werte** von Waldböden unter sonst gleichen Bedingungen tiefer als diejenigen von intensiv landwirtschaftlich genutzten Böden (FAP-Reckenholz 1981, vgl. auch KLÖTZLI 1968). Dies erklärt die recht sauren Bedingungen der sieben untersuchten Waldbestände über Würmmoränen und der noch saureren Waldfläche auf überfahrenen würmeiszeitlichen Schottern (Tab. 1 und 11). Das von SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1984) beschriebene Ansteigen der pH-Werte in tieferen Schichten von Naturböden durch intensivere Auswaschung in Oberflächennähe konnte in den Waldböden ebenfalls festgestellt werden. In den acht genauer untersuchten Schlagflächen wurde hingegen keine einheitliche Schichtung festgestellt. Diese waren aber in der Regel basischer als die entsprechenden Waldböden. Die allgemeine pH-Veränderung auf den Schlägen zu basischeren Verhältnissen könnte durch Boden- und Schichtverschiebungen beim Schlagereignis zustande gekommen sein. Diese Theorie wird gestützt durch die uneinheitliche Schichtung des Schlagbodens bezüglich pH- und Kalkgehalt im Vergleich zum Waldboden. Grosse Horizontverschiebungen finden zum Beispiel auf Windwurfflächen statt, bei denen ganze Wurzelteller freigelegt werden. Zusätzlich können nach WAGENITZ-HEINECKE (1958) pH-Verschiebungen in Richtung Neutralpunkt bei an und für sich sauren Böden hauptsächlich als Folge einer Mobilisierung der Basen durch die Brand- oder Kahlschlagwirkung angesehen werden. Aber auch die Mineralisierung von organischen Säuren, Fulvosäuren und niedermolekularen Huminsäuren kann zu einem pH-Anstieg führen (REHFUESS 1990).
Die in der obersten Schicht der Schlagfläche meist höheren Messwerte an Phosphor und Kalium gegenüber der entsprechenden Schicht der Waldfläche (Tab. 11) weisen auf eine auch nach Jahren noch andauernde **stärkere Nährstofffreisetzung** auf Schlagflächen hin. Dies rührt wahrscheinlich daher, dass die auf den Schlagflächen dominierenden Kräuter und Gräser die in den ersten Jahren durch Humusabbau freigesetzten Nährstoffe zum Teil in der Phytomasse speichern konnten. Die krautigen Pflanzen geben aber mehr Nährstoffe relativ schnell wieder frei, da sie nährstoffreicher und leichter abbaubar sind als die auf den Waldflächen dominierende, nährstoffarme Laub- und Nadelstreu (vgl. EGGERT 1989, LEIBUNDGUT 1953). Die Untersuchungen von IRRGANG (1990) zeigten, dass die Phytomasse der Kahlschlagvegetation mit bis zu 8 t Trockensubstanz pro ha wesentlich für den Energie- und Stoffhaushalt des Systems ist. Zusätzlich muss auf dem Schlag gemäss Kapitel 4.2.1.2. mit höheren Maximaltemperaturen gerechnet werden. Diese deuten nach GLAVAC

und KOENIES (1978) auf einen für die mikrobielle Zersetzung günstigeren Wärmehaushalt hin.
Die uneinheitlichen Tendenzen bei den **Stickstoffwerten** sind mit der grossen räumlichen und zeitlichen Variabilität des mineralisierten Stickstoffs zu erklären (vgl. Kap. 4.2.2., BILO 1987, GLAVAC und KOENIES 1978).
Die durchwegs höheren **Wassergehalte** in den Bodenproben der Schlagflächen haben viele Ursachen und können die Aussagen verschiedener Autoren bestätigen: Mit einem Hiebereignis geht oftmals eine Vernässung durch fehlende Transpiration der Bäume (BRÜLHART 1969, ELLENBERG 1986, MITSCHERLICH et al. 1965/66) und "fehlende" Interzeptionsverluste (WILMANNS 1989, vgl. BENECKE 1984, BURGER 1931, MITSCHERLICH et al. 1965/66) einher. Wälder sind die grössten Wasserverbraucher aller terrestrischen Ökosysteme (vgl. KELLER 1964, NIEMANN 1988). Zusätzlich kann auf Schlagflächen durch geringere Luftbewegungen sogar mehr Regen fallen als im Freiland (GEIGER 1942). Weiter wird bei schwach bewachsenem Boden der Regen durch die Vegetation kaum gebremst und verdichtet die Bodenoberfläche durch Einschlämmung von Feinerde in die Grobporen (KLÖTZLI 1968, vgl. BURGER 1923). Auch kann durch den Maschineneinsatz auf der Schlagfläche und durch das Rücken der Stämme eine zusätzliche Bodenverdichtung stattfinden. Die auf Schlagflächen grössere temperatur- und windbeeinflusste Evaporation i.e.S. (MITSCHERLICH et al. 1965/66, TOLVANEN und KUBIN 1990) wirkt diesen zumindest zeitweise vernässungsfördernden Effekten entgegen. Dadurch können die obersten Auflagehorizonte der entwaldeten Flächen austrocknen (GLAVAC und KOENIES 1978). Nach den Untersuchungen von BRÜLHART (1969) gleichen sich die Unterschiede bezüglich Wasserhaushalt zwischen Bestand und Kahlfläche im Jahresverlauf erst im Winter wieder aus.

5.3. VEGETATIONSENTWICKLUNG AUF SCHLAGFLÄCHEN

5.3.1. Sukzession oder Regeneration

Wie die obigen Ausführungen zeigen, wird durch das Schlagen der Bäume ein ganz neuer, besiedelbarer Standort geschaffen. Darauf beginnt eine spontan ablaufende Sukzession, die über verschiedene Entwicklungsphasen und -stadien zur Wiederbewaldung führt (DIERSCHKE 1988, ELLENBERG 1986, OBERDORFER 1978 und WILMANNS 1989). DIERSCHKE (1988) spricht in diesem Zusammenhang von einer **sekundären progressiven Sukzession**. Nach

SCHMIDT (1991) handelt es sich bei den sich auf solchen Flächen abspielenden Entwicklungen um **Regenerationen**, da "ein relativ naturnahes, reifes Ökosystem der Ausgangspunkt der weiteren Entwicklung ist". Eine sekundäre Sukzession beginnt nach ihm "in einer stark vom Menschen abgewandelten Vegetationsformation, die keine Waldarten mehr enthält. Hierzu zählen die ungestörten Brachland-Sukzessionen auf ehemaligen Acker-, Grünland- oder Heideflächen". In der vorliegenden Arbeit wird diese Unterscheidung nicht gemacht und im Zusammenhang mit der Vegetationsentwicklung auf Schlägen von einer **sekundären Sukzession** gesprochen.

5.3.2. Besiedlungsgeschwindigkeit und deren Bedeutung

Die Besiedlung der durch das Schlagereignis neu geschaffenen Standorte findet im allgemeinen rasch statt. Im Folgejahr sind selbst grosse Schläge meist schon von einer Pflanzendecke überzogen (WILMANNS 1989). Während ELLENBERG (1986) zunächst einen ausreichenden Lichtgenuss für eine erfolgreiche Ansiedlung der Waldlichtungskräuter und -gräser verantwortlich macht, sind für OBERDORFER (1978) die Boden- und Nährstoffverhältnisse ebenso wichtig. Er berichtet, dass eine ausgeprägte Entwicklung der *Epilobietea*-Gesellschaften nur bei hohem Lichtgenuss auf mehr oder weniger frischen, basenreichen Böden mit einer kräftigen Nährstoffmobilisierung stattfindet. Die Resultate der vorliegenden Arbeit bestätigten die Beobachtungen von OBERDORFER, indem sie zeigen, dass sich die **Pflanzenarten vor allem beim *Atropion* rasch ausbreiten** können. Nur in rund 14% der Aufnahmeflächen dieses Verbandes betrug der Anteil der vegetationslosen Stellen mindestens 10% (vgl. Tab. A im Anhang). Werden die durch Wurzelstöcke und Mahdeinflüsse verursachten Vegetationslücken nicht mitberücksichtigt, so verbleiben gerade noch die drei Aufnahmen 1352 (50% des Bodens vegetationsfrei), 6511 (40%) und 6311 (25%), deren Lücken anteilmässig 10% der Aufnahmefläche erlangten oder überschritten. Es handelt sich dabei durchwegs um Aufnahmen des ersten Sukzessionsjahres. Diese drei Flächen repräsentierten gerade noch 4% der *Atropion*-Aufnahmen. Bei den bodensauren Gesellschaften des *Epilobion* hingegen erreichten etwa 50%, nach Abzug der Anteile der Wurzelstock- und Mahdeinflussflächen noch rund 42% der Vegetationsaufnahmen diese 10% Schwelle. Zu ihnen gehörten auch ältere Schlagflächen.
Die **oft langsamere Besiedlung der bodensauren *Epilobion*-Gesellschaften** kann zum Teil auch der vorgängigen Nadelholzbestockung dieser Probeflächen zugeschrieben werden (vgl. Tab. A im Anhang), da nach den Untersu-

chungen von IMBECK und OTT (1987) die angehäufte Nadelstreu zunächst ein schlechtes Keimsubstrat darstellt. War die Krautschicht im ehemaligen Waldbestand durch ungenügende Lichtverhältnisse nur sehr schwach ausgebildet oder fehlte sie sogar ganz, so verzögerte sich die Inbesitznahme der Schlagfläche durch die Vegetation zusätzlich.
Das normalerweise schnelle Wiederaufkommen einer Pflanzendecke hat landschaftsökologisch eine **wichtige Funktion**, da dadurch der freigelegte Boden vor allzu starker Erosion geschützt wird (WILMANNS 1989, vgl. SCHÄDELIN 1922). Weiter können die nach einem Hieb freigesetzten Nährstoffe in die Biomasse der oft üppigen Schlagvegetation eingebaut werden. Somit wird die Auswaschung der löslichen Elemente in Grenzen gehalten (vgl. Kap. 5.2.2. und IRRGANG 1990). Die Gefahr einer Nährstoffauswaschung ist im *Epilobion* also grösser als im *Atropion,* einerseits durch die tieferen, die Löslichkeit der Nährelemente beeinflussenden pH-Werte, andererseits durch die geringere Biomasse der Schlagvegetation (siehe oben).
Auch fördert die Schlagflora in der Regel die Naturverjüngung durch das Schaffen eines für die Sämlinge von Holzarten günstigen Mikroklimas (SCHÄDELIN 1922, WILMANNS 1989).

5.3.3. Der Einfluss von Pflegeeingriffen

Wie die Dauerflächenuntersuchungen der vorliegenden Arbeit zeigen, können Artenmaxima durch starke Entbuschungs- und Mahdeingriffe auch in späteren Jahren noch auftreten (vgl. Kap. 4.1.5.1.). Durch das vermehrte Licht- und Raumangebot nach solchen Pflegemassnahmen werden für die kurzlebigen und lichtbedürftigen Arten wieder bessere Bedingungen geschaffen. Es kann also von einer eigentlichen **"Verjüngung des Schlages durch Entbuschungs- und Mahdeingriffe"** gesprochen werden. Auch DIERSCHKE (1988) stellte bei einer Auflichtung im Schlag eine erneute Artenzunahme fest. Die meisten Schlagflächen unterliegen solchen Pflegeeingriffen, die zudem zu verschiedenen Zeitpunkten bezüglich Vegetationsperiode und Schlagalter unterschiedlich oft und intensiv durchgeführt werden. Dies macht die Schlagsukzession noch schwieriger überschaubar, als sie wegen der Formenvielfalt und Zufälligkeit der Vegetation bereits ist. Um die durch Pflegemassnahmen verursachte "Verjüngung der Vegetation" mitzuberücksichtigen, scheint es deshalb sinnvoll, sukzessive Veränderungen nicht nach dem Schlagalter sondern bezüglich der Strauchschichtdeckung auszuwerten. So wird versucht, dem äusserst wichtigen Lichtfaktor gerecht zu werden. Ist zum Beispiel zum

Zeitpunkt des Schlages bereits eine üppige Naturverjüngung in der Strauchschicht vorhanden, so werden die Schlageigenschaften (Artenzahl, Artenverteilung nach ökologischen Gruppen sowie mikroklimatische und bodenkundliche Verhältnisse) weniger stark verändert als auf einer vegetationsfreien Schlagfläche. Solche Schlagflächen stimmen also viel eher mit denjenigen gleicher Strauchschichtdeckung überein als mit solchen gleichen Alters ohne ausgeprägte Naturverjüngung.
Mittels der Strauchschichtdeckung kann aber nicht immer vorbehaltlos auf die herrschenden Schlagverhältnisse geschlossen werden. Nach Pflanzungen auf einer Fläche ohne etablierte Schlagflora wird zum Beispiel der Anteil von Pionierarten eher unterschätzt, bei Hemmung des Strauchaufkommens durch eine dichte Kahlschlagvegetation von zum Beispiel *Agrostis stolonifera, A. tenuis* (KLÖTZLI mündl.) oder *Calamagrostis epigeios* (WILMANNS 1989) eher überschätzt. Es ist aber auch nicht immer einfach, dass wirkliche Schlagalter herauszufinden.

5.3.4. Syndynamische Entwicklungen

Aus den **Auswertungen nach der Strauchschichtdeckung** war es möglich, den Sukzessionsverlauf auf Schlagflächen tendenziell für die ersten Jahre zu beschreiben (vgl. Kap. 4.1.3.2. und 4.1.3.3.). Weitere interessante Hinweise könnten sich durch das Beiziehen der vor dem Hieb bestehenden Waldvegetation ergeben. Da keine solche Daten vorlagen, wurden die acht Waldaufnahmen von Kapitel 4.2.3. (vgl. Tab. C im Anhang) beigezogen. Zumindest tendenzielle Aussagen sind bei dieser Methode sicher zulässig. Um eine visuelle Betrachtung zu ermöglichen, wurde die Figur 9 mit diesen acht Waldaufnahmen ergänzt (Fig. 24). Im folgenden werden die Vegetationsveränderungen nach einem Schlag bezüglich der Artenzahl und den neun ökologischen Gruppen kurz diskutiert (vgl. Kap. 4.1.3.3.). Dabei ist zu berücksichtigen, dass hier nur die **durchschnittlichen Beobachtungen** angesprochen werden. Der Einzelschlag kann sehr wohl und auch deutlich durch die Mannigfaltigkeit der sukzessionsbeeinflussenden Faktoren von diesem Schema abweichen. So erreichte zum Beispiel die *Rubus fruticosus* s.l.-Deckung auf der Schlagaufnahmefläche 1333 bereits im zweiten Sukzessionsjahr 80% (vgl. Tab. B im Anhang).
Für die Interpretation der Auswertungsresultate ebenfalls von Bedeutung ist die gewählte **Gewichtung** (vgl. Kap. 3.4.). Ökologischen Gruppen mit nur wenigen Arten dafür hohen Deckungswerten wurde weniger Bedeutung beigemessen als Gruppen mit vielen Arten aber geringeren Deckungswerten.

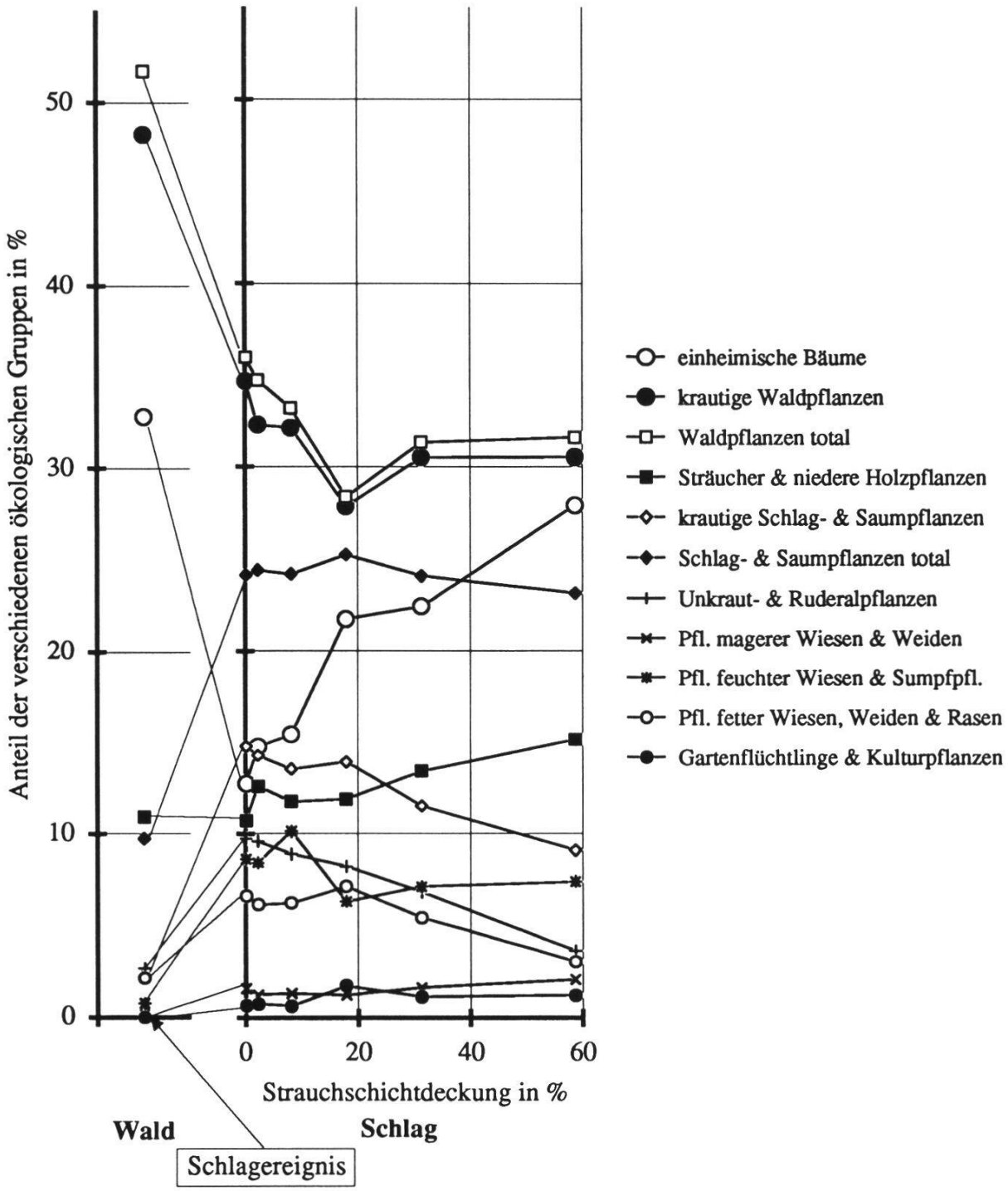

Fig. 24. Entwicklung der ökologischen Gruppen auf Schlagflächen in Abhängigkeit der Strauchschichtdeckung (gewichtete Auswertung). Links sind die durchschnittlichen Bedingungen der acht Waldflächen angefügt.
Die Gruppen der "Waldpflanzen total" und der "Schlag- und Saumpflanzen total" enthalten sowohl holzige wie auch krautige Pflanzen ohne die "einheimischen Bäume".
Development of ecological groups on clearings, according to the shrub layer coverage (weighted interpretation). The average conditions of eight clearings are included on the left.
The groups "Waldpflanzen total" (all forest species) and "Schlag- und Saumpflanzen total" (species of woodland clearings) include woody plants as well as herbs without the "einheimische Bäume" (indigenous forest trees).

Dies führte dazu, dass die "einheimischen Bäume" bei dieser Auswertungsvariante auch im Wald durchschnittlich geringere prozentuale Anteile an der Gesamtflora erreichten als die meist zahlreicheren "krautigen Waldpflanzen".
Bei der **Eroberung des neuen Standortes** wird die Krautschicht der ehemaligen Waldgesellschaft von einer Schlagflora und einer meist reichhaltigen Begleitflora überlagert (vgl. TÜXEN 1950). Die bereits vor dem Schlag wachsenden Waldpflanzen werden durch die sich ihnen überlagernde Schlag- und Begleitflora im allgemeinen nicht verdrängt (vgl. Kap 4.2.3.). WERNER et al. (1989) konnten in 25 Dauerflächen auf einer Schlagfläche vor allem eine Konstanz oder Zunahme der Waldarten in der Krautschicht beobachten. Durch das Aufkommen vieler Pflanzenarten anderer ökologischer Gruppen nimmt ihr prozentualer Anteil aber anfänglich deutlich ab (vgl. Fig. 24). Trotzdem bleiben die **Waldpflanzen** durchschnittlich die wichtigste der neun ausgeschiedenen ökologischen Gruppen, da auch einige zusätzliche Waldarten neu aufkommen können. Allgemein ist zumindest auf mittleren Standorten eine sprunghafte Zunahme der Artenzahl zu beobachten (vgl. Tab. C im Anhang).
Kurzlebige Arten wie die "Unkraut- und Ruderalpflanzen" können sich im freien Raum rasch einnischen. Demgegenüber ist bei den "Sträuchern und niederen Holzpflanzen" ein anteilmässiger Anstieg erst in späteren Sukzessionsstadien zu beobachten. Sie können die verbesserten Standortsbedingungen nicht so schnell ausnutzen. Die kurzlebigen Arten sind aber auf eine periodische Neukeimung angewiesen und haben darum im allgemeinen gegen die zur langfristigen Biomasseakkumulation befähigten Arten im Sukzessionsverlauf keine Chance (IRRGANG 1990, vgl. auch PASSARGE 1981).
Die rasche Besiedlung und Ausbreitung der Pflanzen verursacht, dass die kurzlebigen Arten durch die zunehmende Konkurrenz schnell wieder verdrängt werden und damit das **Artenmaximum** im Durchschnitt bereits in den beiden ersten Jahren bei noch geringer Strauchschichtdeckung erreicht wurde (vgl. Kap. 4.1.3.2. und 4.1.5.1.). Während auf den zwei Schlagdauerflächen von DIERSCHKE (1988) erst im dritten Jahr am meisten Pflanzenarten wuchsen, konnte MARKOWSKI (zit. in PIOTROWSKA 1978) sowohl eine quantitative wie auch qualitative Zunahme des Anteils kurzlebiger Pflanzenarten bereits im zweiten Sukzessionsjahr aufzeigen, gefolgt von einer plötzlichen Abnahme im dritten und vierten Jahr. **Mehrjährige lichtbedürftige Arten** hingegen können auch bei ungünstigen Bedingungen noch ein bis zwei Jahre in schlechtem Zustand überleben (LANDOLT mündl.). Ihr Rückgang ist also gegenüber einjährigen Pflanzen mit gleichen Standortsansprüchen zeitlich verschoben.

Auch die "Fettwiesenpflanzen", die "Pflanzen feuchter Wiesen und Sümpfe" sowie die "krautigen Schlag- und Saumpflanzen" konnten die geeigneten Standortsbedingungen rasch nutzen. Während die lichtbedürftigen "Fettwiesenpflanzen" ähnlich den "Unkraut- und Ruderalpflanzen" schnell wieder verdrängt wurden, zeigten die "Pflanzen feuchter Wiesen und Sümpfe" keine einheitlichen Entwicklungstendenzen. Dies liegt wahrscheinlich daran, dass es sich bei den Vertretern der letztgenannten Gruppe (vgl. Tab. 4 in Kap. 4.1.1.) zu rund 80% um Voll- und Halbschattenpflanzen handelte, die zum grossen Teil auch in späteren Sukzessionsstadien noch ansamen können und recht konkurrenzstark sind (KLÖTZLI mündl.). Die "krautigen Schlag- und Saumpflanzen" fielen anteilmässig nicht so rasch wieder auf das Waldniveau wie die "Unkraut- und Ruderalpflanzen". Zusätzlich wurde ihr Rückgang nach dem bekannten Sukzessionsmuster kompensiert durch holzige Schlag- und Saumpflanzen (vgl. Kurvenverlauf "Schlag- und Saumpflanzen total"), die den Hauptteil der Gruppe der "Sträucher und niederen Holzpflanzen" ausmachten (vgl. Kap. 4.1.3.1.).
Die Gruppe der "Pflanzen magerer Wiesen und Weiden" sowie der "Gartenflüchtlinge und Kulturpflanzen" blieben im Durchschnitt unbedeutend.
Die Deckung der "einheimischen Bäume" nimmt durch den Hieb natürlich deutlich ab. Ihre Bedeutung steigt aber durch das rasche Wachstum dieser Pflanzen in der Kraut- und Strauchschicht sowie durch die zunehmende Eigenbeschattung der Schlagflora und dem damit verbundenen Rückgang von kurzlebigen Arten schnell wieder an. Durch Pflanzungen und Pflegemassnahmen der Förster wird diese Gruppe in der Regel zusätzlich gefördert.
Die **Zunahme der Artenvielfalt** auf Schlagflächen konnte auch durch den Vergleich von acht Schlägen mit acht direkt benachbarten Waldbeständen auf ähnlichem Standort gut dokumentiert werden, obschon einige Schläge bereits älter und deshalb wahrscheinlich nicht mehr im Stadium des Artenmaximums waren (vgl. Kap. 4.2.3. und Tab. C im Anhang). MOOR (1981) entdeckte in einem Eichen-Hagebuchenwald 55 Arten, auf einer 16 Aren grossen Schlagfläche dieses Bestandes 139 Arten, davon 90 neue. Demgegenüber konnten auf den acht Waldflächen der vorliegenden Arbeit insgesamt 82 Pflanzenarten bestimmt werden, auf den benachbarten Schlagflächen deren 209 (vgl. Tab. C im Anhang). 136 Arten wurden nur in den Schlägen gefunden, neun nur in den Waldaufnahmeflächen. Das Fehlen dieser neun Arten (*Crataegus oxyacantha, Lonicera xylosteum, Campanula trachelium, Melica nutans, Vicia sepium, Evonymus europaea, Polytrichum formosum, Thuidium tamariscinum* und *Vaccinium myrtillus*) auf den Schlagflächen scheint zumindest bei

den Samenpflanzen rein zufällig zu sein, waren sie doch in anderen Schlägen öfters anzutreffen. Einzig bei den beiden Moosen *P. formosum* und *T. tamariscinum* ist auch ein Rückgang als direkte Folge des Schlagereignisses plausibel.
Die markante Zunahme der Artenzahl auf Schlagflächen wird durch die fehlende Spross- und nur geringe Wurzelkonkurrenz auf diesem offenen Standort ermöglicht (MOOR 1981). Auch die Lichtverhältnisse im Wald sind an dieser Stelle aber nicht zu vernachlässigen, da sie die Ausgangszahl (Artenzahl im Wald) beeinflussen. Zusätzlich hängt die Zunahme der Artenzahl nach erfolgtem Schlag aber auch von den herrschenden Bodeneigenschaften (sowohl im Wald wie auch auf der Schlagfläche), den Witterungsbedingungen sowie vom Artenpotential der Umgebung und vom Diasporenvorrat des Bodens ab. Die Bedeutung des Artenpotentials der Umgebung zeigte sich besonders ausgeprägt bei den "Gartenflüchtlingen" (ohne die auf der Fläche angepflanzten Kulturpflanzen). So konnten auf den Schlagflächen um die Stadt Zürich mit Agglomeration sowie um Bülach rund dreimal soviele "Gartenflüchtlinge" verwildern wie auf den übrigen Schlägen. Zusätzlich wird das Aufkommen dieser Pflanzen durch die Einflüsse des sommerwärmeren und wintermilderen Stadtklimas oftmals begünstigt (vgl. LANDOLT 1991b, 1992).

5.4. SAMENVORRAT

Die durchschnittliche **Samendichte** wurde für die Bodenschicht bis 10 cm aus den keimfähigen Samen ermittelt. Sie war in den sechs Untersuchungsflächen, deren Proben nicht durch leichtes Mörsern beeinflusst wurden, ziemlich gross. Die Samendichte lag zwischen 3627 Samen pro m^2 im jungen Fichtenforst bzw. 4251 Samen pro m^2 im Hochwaldbestand 1519 und 9989 Samen pro m^2 im oberen Teil der samenreichsten Schlagfläche 1120. FISCHER (1987) fand in einem *Melico-Fagetum allietosum* im Göttinger Wald vergleichbare Werte: 2325 Samen pro m^2 in den ersten 6.2 cm, 10420 Samen pro m^2 in den ersten 20.2 cm. Im von ihm ebenfalls untersuchten *Melico-Fagetum typicum* waren die Samendichten leicht höher. In der Arbeit von FISCHER (1987) findet sich auch eine Übersicht über den Gehalt des Bodens an keimfähigen Diasporen unter verschiedenen Waldgesellschaften (vgl. auch URBANSKA 1992). Daraus schloss er, dass das Diasporenreservoir der Wälder des gemässigten Klimas in N-Amerika, Europa, Japan und Australien in den oberen 5 bis 10 (bis 15) cm des Bodens unter 1 m^2 Fläche meist einige 100 bis einige 1000,

aber nur selten mehr als 5000 keimfähige Diasporen enthält. Der Anteil der Sporen und vegetativen Organe an diesen Zahlen wird aber nicht ersichtlich.
Der Samenvorratversuch der vorliegenden Arbeit ergab **für die Schlagflächen durchwegs höhere Keimlingzahlen** als in den entsprechenden Waldbeständen. Diese höheren Keimlingzahlen und deren Artenzugehörigkeit zeigen, dass die üppige Schlagflora bereits nach zwei Vegetationsperioden (Schlag 1120) einen reichhaltigen Samenvorrat anlegen konnte. Damit ist aber noch nichts gesagt über die **Überdauerungsfähigkeit dieser Samen**. THOMPSON und GRIME (1979) definierten als erste eine Klassifikation von Diasporenbanktypen am Beispiel mitteleuropäischer Samenpflanzen (POSCHLOD 1991a). Aufgrund der Phänologie der Diasporenbank unterschieden sie eine vorübergehende (transient seed bank) und eine dauerhafte Samenbank (persistent seed bank). Bei beiden Klassen wurden zwei Typen definiert. Typ 1 umfasst Arten, die sofort nach dem Samenfall im Sommer oder Herbst noch keimen und auflaufen können. Dem Typ 2 werden die Arten zugeschrieben, die zum grössten Teil den Winter als Samen überdauern und erst im Frühjahr auflaufen oder aber eine angeborene Dormanz besitzen.
Wichtig für die Interpretation einer Samenbank ist auch der **Zeitpunkt der Probennahme**. Die meisten Autoren empfehlen eine Probennahme im Frühjahr (POSCHLOD 1991a). Da bei der vorliegenden Arbeit die Bodenprobennahme im März erfolgte, wurden die Arten der vorübergehenden Samenbank des Typs 1 nicht erfasst. Die aus diesen Untersuchungen resultierende Samenbank konnte also sowohl dauerhafte Samen als auch vorübergehende Samen des Typs 2 enthalten.
Die Feststellung von FISCHER (1987), dass zwischen dem **Samenreservoir** von Waldbeständen und der **aktuellen Vegetation** nur wenig Ähnlichkeit besteht, konnte anhand dieser Untersuchungen bestätigt werden. Nur in der Waldfläche 1519 konnte eine gewisse Ähnlichkeit der vertretenen Pflanzenarten beobachtet werden (vgl. Tab. 12 und 15). Der nachgewiesene Samenvorrat der drei Waldbestände umfasste zwischen 23 und 35 Arten, gesamthaft 57 (vgl. Tab. 12, 15 und 17). In der aktuellen Vegetation wuchsen zwischen einer und 35 Samenpflanzenarten, gesamthaft aber nur 39. Die Tatsache, dass höchstens rund die Hälfte der Arten der aktuellen Waldvegetation auch im Samenvorrat der entsprechenden Fläche nachweisbar waren, scheint von den Eigenschaften der Waldarten abhängig zu sein. Nach BIERZYCHUDEK (1982) produzieren Waldbodenarten nur relativ wenige und zudem kurzlebige Samen, während für Schlagpflanzen das Anlegen einer Samenbank typisch zu sein scheint (WILMANNS 1988). Allgemein sind Arten von wenig störanfälli-

gen Ökosystemen gar nicht auf eine dauerhafte Samenbank angewiesen (POSCHLOD 1991a). Es sprechen aber auch einige Gründe dafür, dass der zum Zeitpunkt der Probennahme vorliegende **Samenvorrat nicht vollumfänglich erfasst** werden konnte, obschon mit den 15 Proben pro Untersuchungsobjekt à 95 cm^2 bzw. 950 cm^3 eine im Vergleich zu anderen Arbeiten (z.B. FISCHER 1987, POSCHLOD und JORDAN 1992) ähnliche Flächen- und Volumengrösse gewählt wurde:

- Die grosse **Heterogenität** der Proben (vgl. Tab. 13 und Fig. 23): So konnten in den drei Waldflächen zwischen fünf und zehn Arten nur als Einzelindividuum nachgewiesen werden (Tab. 12) und mindestens 25% der gefundenen Arten waren nur in einer Probe vertreten (Tab. 17).
- Die **Tiefenverteilung der Samen**: Nach den Untersuchungen von FISCHER (1987) steigt die Samenzahl im *Melico-Fagetum allietosum* durch die verschiedenen *Juncus*-Arten bis in eine Tiefe von 20 cm an. Im ebenfalls von FISCHER getesteten *Melico-Fagetum typicum* war bei Mitberücksichtigung der sehr zahlreichen *Juncus*-Keimlinge die Bodenschicht in 7 bis 13 cm besonders diasporenreich. Es sind also zusätzliche Samen und damit möglicherweise auch weitere Arten in tieferen Schichten als den in der vorliegenden Arbeit untersuchten ersten 10 cm zu erwarten.
- Die **arttypischen Keimungsbedingungen und Keimruhen**: Es ist möglich, dass nicht alle potentiell keimfähigen Diasporen bei den gewählten Kulturbedingungen (Temperatur und Temperaturwechsel, Licht und Lichtrhythmus, Bewässerung usw.) auskeimen konnten (vgl. FISCHER 1987). Eventuell unterlagen gewisse Samen während der ganzen Expositionsdauer einer programmierten Keimruhe (innate dormancy).
- **Mögliche Konkurrenzerscheinungen**: Zusätzlich können nach FISCHER (1987) die in diesem Versuch erst sehr spät entfernten, heranwachsenden Pflanzen einen negativen Einfluss auf weitere Keimungserfolge ausgeübt haben.
- Die **Methodenwahl**: Meist ergibt das Auflaufverfahren geringere Mengen keimfähiger Samen als die physikalischen Trennmethoden (POSCHLOD 1991a).

Weiter fehlten in der **aktuellen Vegetation** der drei Waldflächen zwischen 18 und 33 im **Samenvorrat** nachgewiesene Pflanzenarten (vgl. Tab. 15 und Kap. 4.3.4.). Die in der aktuellen Vegetation viel artenreicheren Schläge enthielten im Samenvorrat immer noch zwischen drei und 13 zusätzliche Arten. Diese konnten sich also die Schlagbedingungen noch nicht zunutze machen oder waren in der aktuellen Vegetation bereits wieder verschwunden. Die 15 Arten

Arabidopsis thaliana, Arctium minus, Cardamine hirsuta, Deschampsia flexuosa, Digitalis purpurea, Erigeron sp., *Hypericum humifusum, Juncus articulatus, Lathyrus silvester* s.l., *Oxalis europaea, Paulownia tomentosa, Sagina procumbens, Solidago serotina, Sonchus oleraceus* und *Stellaria media* konnten auf den acht Untersuchungsflächen nur in den Bodenproben nachgewiesen werden. Während die zwei Arten *Solidago serotina* und *Stellaria media* in den Schlagflächen des übrigen Untersuchungsgebietes öfters, das heisst in über 20% der Aufnahmeflächen anzutreffen waren, wurden die beiden Arten *Arabidopsis thaliana* und *Lathyrus silvester* s.l. einzig im Samenvorratversuch gefunden (vgl. Tab. 4). Da die 15 Arten weder ökologisch noch entwicklungsbiologisch eine Einheit bilden, muss ihr Fehlen in der aktuellen Vegetation dem Zufall zugeschrieben werden. Das häufige Auftreten von *Oxalis europaea* am Ende des zweiten Expositionsjahres (vgl. Tab. 12) muss zum Teil einem einzelnen, überraschend früh zur Samenreife und -verbreitung gelangten Exemplar zugeschrieben werden, das zu spät entfernt wurde.

Im Samenversuch fehlten gesamthaft 69 Arten der aktuellen Vegetation der acht Untersuchungsflächen, wenn die beim Keimungsexperiment nicht unterschiedenen Arten auch in der aktuellen Vegetation zusammengefasst und die zum Teil nur bis zur Gattung bestimmten Arten ebenfalls zugeordnet werden (vgl. Kap. 4.3.1.). Ein überdurchschnittlich grosser Teil davon (27 Arten) waren verholzte Pflanzen. Trotzdem scheint der **Samenvorrat im Waldboden** mit seinem gegenüber der Waldvegetation zusätzlichen Artenpotential für die Erstbesiedlung des neu geschaffenen Schlagstandortes **von zentraler Bedeutung** zu sein. Die grosse Samendichte und die rasche Besiedlung des Standortes (vgl. Kap. 5.3.2.) sowie die buchstäblich schlagartige Herdenbildung von Pionieren, die in der Umgebung spärlich vertreten waren (vgl. AICHINGER 1933, WILMANNS 1989), stützen diese Theorie. Mit Hilfe der Samenbank können Pflanzenarten mehr oder weniger gut an zeitliche Isolationseffekte angepasst sein (POSCHLOD 1991b). Zwar ist ein grosser Teil der Blütenpflanzen anemochor - z.B. von den 1722 in verbreitungsbiologischer Hinsicht erfassten Blütenpflanzen des Kantons Graubünden mehr als die Hälfte (MÜLLER-SCHNEIDER 1986) - ihre **Fernverbreitung** durch den Wind wurde aber bisher viel zu sehr überschätzt (FISCHER 1987, POSCHLOD 1991b, POSCHLOD und BINDER 1991). Die Zoochorie scheint für die Fernverbreitung in terrestrischen Ökosystemen eine wesentlich grössere Rolle zu spielen (POSCHLOD 1991b). Die Untersuchungen von FISCHER (1987) zeigten, dass die Früchte der meisten anemochoren Arten nur über relativ kurze Strecken transportiert werden und

Samen bestandesfremder Krautschichtarten nur ausnahmsweise eingetragen werden. Der Samenniederschlag in den von FISCHER beobachteten Pflanzenbeständen enthielt zu mindestens 95% Samen und Früchte von Pflanzenarten, die auf einer 1 m^2 grossen Fläche mit der Samenfalle im Zentrum wuchsen. Einzelne wind- oder wasserverdriftete und von Tieren oder vom Menschen eingeschleppte Diasporen ("invaded seeds") können den Samenvorrat aber ergänzen (FISCHER 1987). Vor allem bei Stürmen können Samen über weite Strecken transportiert werden (LANDOLT mündl.).

5.5. SYNTAXONOMISCHE GLIEDERUNG

Die syntaxonomische Gliederung der Schlagaufnahmen bereitete einige Schwierigkeiten. In verschiedenen Arbeiten wurde schon auf dieses Problem hingewiesen (DIERSCHKE 1988, OBERDORFER 1978, PFEIFFER 1936 u.a.). Beim bodensauren ***Epilobion*** war eine pflanzensoziologische Gliederung noch gut möglich, da auch bei fehlender Konkurrenz durch extreme Bodenbedingungen (z.B. zuwenig Nitrat-Stickstoff, AICHINGER 1933, WILMANNS 1989) das Aufkommen gewisser Arten verhindert werden kann. Mit Hilfe der zahlreichen azidophilen Assoziationstrennarten konnten drei Ausbildungen einer *Carex pilulifera*-Schlaggesellschaft einfach von den übrigen Hiebgesellschaften abgetrennt werden (vgl. Kap. 4.1.4.). Diese Ausbildungen gehörten zum *Senecioni silvatici-Epilobietum angustifolii* (Tx. 50) (vgl. OBERDORFER 1978). Beim ***Atropion*** hingegen fielen die Versuche für eine vernünftige Aufgliederung vor allem auf mittleren Standorten unbefriedigend aus. Dies hat verschiedene **Ursachen**:

- Definitionsgemäss sind Pflanzengemeinschaften gesetzmässig von ihrer Umwelt abhängige, konkurrenzbedingte Kombinationen von Pflanzenarten (ELLENBERG 1956). Trotzdem können auch konkurrenzarme Standorte (z.B. verschiedene Ruderal- und Segetalfluren sowie die Einjährigenfluren in den Auen) pflanzensoziologisch beschrieben werden. Auf den in dieser Arbeit vorwiegend untersuchten jungen Schlägen hatten sich die **Konkurrenzbedingungen** oft noch nicht vollumfänglich eingestellt. Dies führte zu einer Erschwerung der Assoziationsfassung.
- Bei den offenen, neugeschaffenen Schlagflächen handelt es sich um Pionierflächen. Vor allem diejenigen des *Atropion* wurden wegen ihren günstigen Standortsbedingungen zunächst von nahezu allen Arten besiedelt. Die von PASSARGE (1981) beschriebene Eigenständigkeit der Pionierfluren

konnte aber auf den untersuchten Schlagflächen nur in Ansätzen beobachtet werden, da bereits im ersten Sukzessionsjahr beinahe die ganze **Artenpallette** vertreten war (vgl. Kap. 4.1.3.2. und Kap. 4.1.5.1). Erschwerend wirkte auch, dass die Pflanzen der vorhergehenden Waldgesellschaft in stark unterschiedlichem Ausmass an der Pflanzengemeinschaft des neugeschaffenen Standortes teilhatten. Die Verteilung der verschiedenen ein- und mehrjährigen Arten war je nach Ausbreitungsstrategie und Zeitpunkt des Aufkommens sehr inhomogen. Hatte sich eine Konkurrenzsituation eingestellt, so konnten sich bereits etablierte, mehrjährige Arten auch bei ungünstigen Standortsverhältnissen noch einige Jahre auf der Fläche halten, während vor allem kurzlebige Arten verdrängt wurden (vgl. Kap. 5.3.4.). Da auch die Standortsbedingungen einem stetigen Wandel unterworfen sind, konnte sich nur in selten Fällen ein Gleichgewicht zwischen der Vegetation und den Standortsbedingungen ausbilden. Für eine syntaxonomische Beurteilung wäre aber normalerweise eine floristisch gut definierte, über längere Zeit hinweg relativ stabile Gesellschaften wichtig (DIERSCHKE 1988).

- Zusätzlich waren die Schlagflächen meistens durch ein standortskundlich **kleinräumiges Mosaik** geprägt (vgl. PASSARGE 1981). So können sich die Bodeneigenschaften je nach vorheriger Bestockung durch die unterschiedliche Streuauflage einzelbaumweise verändern (vgl. PANKOW 1991). In Wurzelstocknähe sind (z.B. durch den Stammabfluss) weitere lokale Bodenunterschiede möglich. Beim Schlageingriff ergeben sich zusätzliche Standortdifferenzierungen durch Verdichtungen, Bodenverwundungen, verschiedene Lager- und Brandplätze etc. Auch wirkt sich der umgebende Waldbestand (je nach Lage z.B. mikroklimatisch) und die Fauna unterschiedlich auf die standörtlichen Bedingungen aus.

Trotz dieser für syntaxonomische Gliederungen ungünstigen Eigenschaften der Schlagflächen wurde bis heute eine grössere Zahl von Schlaggesellschaften beschrieben. Dies liegt sicher daran, dass jeweils nur gut unterscheidbare Phasen und Stadien untersucht wurden, Zwischenphasen als "Gemische" aber keine Berücksichtigung fanden (DIERSCHKE 1988). Die in der vorliegenden Arbeit angetroffenen Probleme bei der Eingliederung der Aufnahmen in Schlaggesellschaften liegen sicher auch darin begründet, dass auf die Erhebung von **Fragmentgesellschaften** und auf das Entfernen schwierig einzuordnender Vegetationsaufnahmen bei der **Tabellenarbeit** bewusst verzichtet wurde. Gerade auf mittleren Standorten wird so eine Assoziationsfassung aber schwierig.

5.6. BEDEUTUNG DER SCHLAGFLUREN FÜR DEN NATURSCHUTZ

In Naturschutzkreisen sind Flächenhiebe verpönt (BROGGI und WILLI 1993, SBN 1989), da es sich um eine radikale Methode handelt, die oftmals mit Einzäunungen und Aufforstungen standortsfremder Bäume verbunden ist. Zusätzlich wird dabei der dunkle Altersklassenwald gefördert, der eher zur Einschichtigkeit neigt (BROGGI und WILLI 1993). Die Schlagfluren sind aber meist sehr **artenreich**. Der Durchschnitt lag bei 50.3 Pflanzenarten auf 50 m^2 bzw. bei 81.0 Arten für die ganze Schlagfläche (vgl. Kap. 4.1.1.). Gesamthaft liessen sich auf den 113 Schlagflächen 492 Arten nachweisen. Deshalb wird der Naturschutzaspekt von Schlagfluren im folgenden etwas differenzierter betrachtet.

Eine Beurteilung der Schlagflächen als Überdauerungsort von gefährdeten Arten wird durch die je nach Region zum Teil unterschiedlichen Gefährdungsgrade nur durch eine getrennte Bewertung der acht Schlagflächen der Nordostschweiz (Aufnahmen von Bülach, Schlattingen und Diessenhofen) und denjenigen des östlichen Mittellandes (restliche 105 Aufnahmen) möglich. Den **Roten Listen** von (LANDOLT 1991a, Farne und Blütenpflanzen) und (URMI 1992, Moose) konnte entnommen werden, dass 60 (12.6%) der 475 in den Schlagflächen des östlichen Mittellandes gefundenen Arten und 13 (5.8%) der 223 in den acht Aufnahmeflächen der Nordostschweiz vorkommenden Arten in irgend einer Form als gefährdet eingestuft werden (vgl. Tab. 19). Dabei wurden auch die durch ihre Attraktivität geschützten sowie die seltenen, die nur unbeständig oder neu eingeschleppt sind, berücksichtigt.

Für die Nordostschweiz besonders erwähnenswert ist der Fund von *Ranunculus polyanthemophyllos,* der in dieser Region als ausgestorben galt. Zusätzlich konnte in sieben der acht Schläge der Neophyt *Epilobium adenocaulon* gefunden werden, obschon diese Art in der Roten Liste der Nordostschweiz (LANDOLT 1991a) als "nicht vorhanden" deklariert ist. Ob sich diese Art in den letzten Jahren so stark ausgebreitet hat oder ob sie wegen der nicht eindeutigen systematischen Gliederung der *Epilobium obscurum*-Gruppe nicht beachtet wurde, müsste noch abgeklärt werden (vgl. auch Kap. 3.1.).

Im folgenden wird versucht, anhand der 105 Untersuchungsobjekte des östlichen Mittellandes **allgemeingültige Aussagen** zu machen:

In den Schlagflächen wird vielen **gefährdeten Pflanzen** ein Aufkommen ermöglicht. Die meisten dieser Arten konnten aber nur in einigen wenigen Schlägen gefunden werden (vgl. auch Tab. 4). Die Bedeutung der Hiebflä-

Tab. 19. Gefährdungsgrade der gefundenen Pflanzen- und Moosarten nach den Roten Listen von LANDOLT (1991a) und URMI (1992) für die beiden Regionen östliches Mittelland und Nordostschweiz.
Degrees of endangerment of the plant and moss species found, according to the Red Lists of LANDOLT (1991a) and URMI (1992) for the two regions Eastern Midland and Northeastern Switzerland.

Ort	östliches Mittelland 105 Schlagflächen		Nordostschweiz 8 Schlagflächen	
Gefährdung	Artenzahl	Prozent	Artenzahl	Prozent
ausgestorben (Ex)	-	0	1	0.4
stark gefährdet (E)	2	0.5	-	0
gefährdet (V)	21	4.4	4	1.8
selten (R)	17	3.6	-	0
attraktiv (A)	5	1.1	4	1.8
selten, jedoch nur unbeständig oder neu eingeschleppt	11	2.3	3	1.3
nicht vorhanden	4	0.8	1	0.4
Total gefährdete Arten	**60**	**12.6**	**13**	**5.8**
Nicht gefährdete Arten	387	81.5	210	94.2
Arten, ohne Angaben in der Roten Liste	28	5.9	0	0
Artentotal	475	100	223	100

chen für das Überdauern dieser seltenen Schlagbegleiter scheint gering, da die Bedingungen für diese Pflanzen in der Regel nur temporär günstig bleiben. Danach wird ein Überleben nur durch das Auswandern in eine kleine Waldauflichtung, in eine benachbarte Schlagfläche, in die oft angrenzende Wegrandflora sowie in ein anderes, nahegelegenes und geeignetes Biotop oder aber durch das Anlegen eines dauerhaften Samenvorrates ermöglicht (vgl. Kap. 4.3. und 5.4.). Dabei gilt aber zu berücksichtigen, dass nicht alle Arten, sondern vor allem diejenigen mit vergleichsweise kleinen und leichten Samen eine dauerhafte Samenbank bilden können (POSCHLOD 1991a). Diese kleinen Samen werden eher und in grösserer Zahl in tiefere Schichten verlagert. Der damit verbundene Licht- und Sauerstoffabschluss sowie der Druck darüberliegender Erdschichten verhindert die Samenkeimung (SNELL 1912). Zusätzlich können Samen in feuchten oder nassen Böden wesentlich länger überdauern (VILLIERS 1973, zit. in POSCHLOD 1991a).

Für die gefährdeten Pflanzenarten, die häufiger auf Schlägen anzutreffen waren, scheinen diese Flächen eine Möglichkeit zum Überleben zu bieten. Folgende gemäss der Roten Liste (LANDOLT 1991a) gefährdeten und seltenen Arten wuchsen in mehr als drei der 105 Schlagflächen des östlichen Mittellan-

des: *Betula pubescens* (in 31 Schlägen), *Senecio silvaticus* (20), *Viola riviniana* (15), *Rumex acetosella* (14), *Stachys alpina* (10), *Aquilegia vulgaris* s.l. (8), *Gnaphalium silvaticum* (7), *Daphne mezereum* (7), *Carex umbrosa* (6), der Neophyt *Cotoneaster horizontalis* (6), *Polygonum minus* (5) sowie *Stellaria alsine* (4). Dreimal vertreten waren: *Alchemilla glabra, Arctium minus, Holcus mollis, Inula conyza* sowie die stark gefährdete Art *Schoenoplectus setaceus*. Die restlichen Rote Liste-Arten kamen nur ein- bis zweimal vor.

Bei diesen gefährdeten und seltenen Arten handelt es sich vor allem um "Schlag- und Saum-", "krautige Wald-" sowie "Unkraut- und Ruderalpflanzen". Diese meist **lichtbedürftigen Arten** erhielten früher in den durch Rodungen und durch bestimmte Bewirtschaftungsweisen (Mittel- und Niederwaldbetrieb) zum Teil ausgeräumten Wäldern sehr viel mehr Lebensmöglichkeiten (vgl. LANDOLT 1991a). Durch die heutige Hochwaldbewirtschaftung mit vielen Fichtenkulturen, geringer Waldformenvielfalt und vorwiegend dunklen Waldbeständen wurden viele Arten wieder zurückgedrängt. Nach der Aufgabe von verschiedenen Nebennutzungen (z.B. Laubstreu für Matratzen oder Ackerdüngung, Stallstreu, Eichel- und Bucheckernmast der Schweine, Waldheu) konnten die Bestände sukzessive ein Nährstoffpotential aufbauen. Zusätzlich nahmen die lichten und wenig bewachsenen Stellen im Wald durch verstärkte Nährstoffeinträge aus der Luft immer mehr ab (vgl. HERTZ 1992, LANDOLT 1991a, KUHN 1992, KUHN et al. 1987). Die Schlagflächen bieten den lichtbedürftigen Pflanzen aber zum Teil Überlebensmöglichkeiten.

Bezüglich **Schlaggrösse** ist aus botanischer Sicht zu vermerken, dass bereits in einem kleinen Schlag von 400 m^2 81 Arten gefunden werden konnten. Dies entsprach dem durchschnittlichen Artenreichtum aller untersuchten Schlagobjekte. Das botanisch artenreichste Untersuchungsobjekt (Fläche 4220, 126 Arten) war 1400 m^2 gross. Wichtig für den **pflanzlichen Artenreichtum** ist also weniger die Schlaggrösse als vielmehr ausreichende Lichtverhältnisse, geringe Konkurrenz, nicht zu extreme Bodeneigenschaften, standörtliche Vielfältigkeit, ein reichhaltiger Samenvorrat im Boden und dessen Aktivierung (z.B. durch kleinflächige Störungen, vgl. RYSER und GIGON 1985) sowie das Artenpotential in der näheren Umgebung und die Einwanderungsmöglichkeiten verschiedener Pflanzenarten. Für die Verbreitung kommen neben den oft nur sehr beschränkt wirksamen Wind- und Wasserausbreitungen (vgl. Kap. 5.4.) der Mensch sowie auch verschiedene Tiere wie Vögel, Mäuse, Ameisen und das Wild in Frage (vgl. MÜLLER-SCHNEIDER 1983).

Aber auch für die **Fauna** können Schlagfluren wichtige Habitate oder Strukturelemente von Habitaten bilden (z.B. für die Zippammer im Südschwarzwald, SCHWABE und MANN 1990). Deshalb schreibt das NATURSCHUTZINSPEKTORAT DES KANTONS BERN (1992): "Aus der Sicht des Naturschutzes sind unbeeinflusste Schlagfluren als Nahrungsquelle, Versteck und Lebensraum für Tiere sehr erwünscht". Häufig werden die Tiere aber durch die periodische Jungwuchspflege gestört, ihr Lebensraum innert kurzer Zeit stark verändert. Dadurch werden erneut Pionierarten gefördert (vgl. Kap. 4.1.5.1. und 5.3.3.). Aus naturschützerischen Überlegungen ist deshalb meistens - je nach Zielsetzung - das Nebeneinander von unbeeinflussten und beeinflussten Flächen vorteilhaft. Die Pflegeeingriffe sollten aber erst im Spätsommer und nicht auf dem ganzen Schlag gleichzeitig erfolgen.
Zusätzlich werden die Schlagflächen auch meistens bepflanzt und die Sukzession dadurch verkürzt (vgl. ELLENBERG 1986). Deshalb fehlen natürliche Pionierwaldstadien im Kanton Zürich, die ein besonders wertvolles und artenreiches Waldstadium darstellen (KUHN et al. 1992). Von den in der vorliegenden Arbeit untersuchten 113 Schlägen wurde in über 80% der Flächen **Pflanzungen** grösseren Ausmasses vorgenommen. Dabei bietet die **natürliche Verjüngung** einige Vorteile: Sie ist weniger arbeitsintensiv und damit kostengünstiger, und durch die bessere Strukturierung solcher Flächen mit viel Laubholz sind die Wildschäden geringer (OBERHOLZER 1991). Zusätzlich gibt die natürliche Verjüngung erst noch Pionierbaumarten sowie dem einheimischen, angepassten Samengut eine Chance. In Einzelfällen wie zum Beispiel der Eichenverjüngung kann eine Pflanzung jedoch sinnvoll sein (KUHN et al. 1992). Das grösste Hemmnis für die Naturverjüngung bzw. einen naturnahen Waldbau sind mancherorts die **grossen Rehwildbestände** (KLÖTZLI 1965, LEIBUNDGUT 1990), die das fünf- bis 15fache der angenommenen Dichte im Urwald einnehmen (WILMANNS 1989). Dies führt den Waldbesitzer dazu, Jungwüchse einzuzäunen oder die Baumartenwahl zu beschränken. Aber auch die Bodenvegetation wird durch unnatürliche Wildbestände verändert. Bevorzugte Äsungspflanzen werden stark vermindert oder verschwinden vollständig, gemiedene Kräuter und Gräser nehmen überhand (KLÖTZLI 1965, LEIBUNDGUT 1990). Im Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit war der Rehwildeinfluss an den krautigen Pflanzen vor allem an *Epilobium angustifolium* augenfällig. Üppige Bestände dieser typischen Schlagpflanze wurden nur in eingezäunten Flächen gefunden (vgl. KLÖTZLI 1965, SOMMER 1956). Der ganzen Rehwildproblematik wurde in vielen Arbeiten Rechnung getragen (EIBERLE und BUCHER 1989, KLÖTZLI 1965, LEIBUNDGUT 1973 und 1974, MAHRER 1988 u.a.). Verstärkt wird das ganze Problem durch grosse Flächen unter-

wuchsarmer Nadelforste (WILMANNS 1989). Nicht gezäunte Schlagflächen können die Flora von den naturnah verbliebenen Waldbeständen etwas entlasten.

Aus all diesen Überlegungen kann geschlossen werden, dass bereits kleine Schlagflächen im heutigen vor allem von dunklen Altersklassenbeständen gebildeten Wald **wichtige Biotope für Pflanzen und Tiere** sein können. Auch EGLOFF (1991) machte auf den steigenden Wert kleiner und oft wenig beachteter Lokalitäten wie Strassenborde, Kahlschläge, Steinbrüche und andere offene Stellen im Wald für seltene und zurückgegangene Arten aufmerksam. Dadurch haben die Schlagflächen für den Naturschutz durchwegs ihre Bedeutung, die sie aber vorwiegend durch die Intensität und Form der praktizierten Jagd- und Forstwirtschaft sowie Landwirtschaft erlangten. Die Plenter- und Femelschlagbewirtschaftung kann im Wirtschaftswald einen Ersatz für die natürliche Dynamik von Waldbeständen mit ihren mosaikartig verteilten Entwicklungsphasen bieten (vgl. BÖCKENHÜSER 1992). Durch Pflanzungen auf den Schlagflächen wird aber die Zunahme der Strauchschichtdeckung beschleunigt. Dadurch nimmt der auf jungen Schlagflächen übliche Artenreichtum der Pflanzen - vor allem durch das Verschwinden der lichtbedürftigen Einjährigen (vgl. Kap. 4.1.3. und 5.3.4.) - schnell wieder ab. Naturverjüngungen können zumindest stellenweise den Artenreichtum länger aufrecht erhalten. Dadurch steigt die Überlebenschance für gefährdete Pflanzen, da sie länger Zeit haben zum Anlegen einer Samenbank und zur erfolgreichen Ausbreitung. Wegen den in Kapitel 5.4. erwähnten Ausbreitungsschwierigkeiten vieler Pflanzenarten über grössere Strecken bleibt ein langfristiges Überleben diverser Arten unter der herrschenden Waldvereinheitlichung aber trotzdem fraglich. Daher ist es sehr wichtig, dass neben den Altholzbeständen mit hohem Totholzanteil öfters auch wieder lichte, aufgelockerte und stufige Waldpartien geschaffen werden. Der Trend zu vermehrt natürlicher Bestockung muss vorangetrieben werden und alte Kulturformen wie Mittel- und Niederwälder müssen erhalten bleiben (vgl. BROGGI und WILLI 1993, SBN 1989). Diese Forderungen, einhergehend mit einer räumlich und ökologisch viel stärkeren Verzahnung des Waldes mit dem Kulturland, wurden auch im Entwurf des Naturschutz-Gesamtkonzeptes für den Kanton Zürich (KUHN et al. 1992) gestellt und hätten auch auf die Fauna - z.B. für einige gefährdete Waldarten wie verschiedene Schmetterlinge (vgl. WILMANNS 1988) - einen positiven Effekt. Zusätzlich würde der Wald zumindest zeitweise auch wieder bewohnbar für viele Tiere und Pflanzen des Kulturlandes und könnte ihnen deshalb auch die Ausbreitung durch den Wald ermöglichen (vgl. KUHN et al. 1992).