©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tuexenia 14: 53–71. Göttingen 1994.

Vegetationsdynamik bodensaurer Kiefern-Traubeneichenwälder und entsprechender Kiefernforstgesellschaften nach Kalkdüngungsmaßnahmen

– Walter Seidling –

Zusammenfassung

Die ersten sieben Jahre der Vegetationsentwicklung eines 40jährigen Kiefernstangenholzes und eines 130jährigen Kiefern-Eichen-Altbestandes nach einer Kalkdüngungsmaßnahme werden dargestellt. In einem Jungbestand, dessen Strauchschicht zusätzlich aufgelichtet worden war, wurde das unmittelbare Auftreten von Ruderal- und Schlagarten und ein etwas verzögertes Einwandern mesophytischer Waldarten festgestellt. Die sich schnell regenerierende Strauchschicht aus Spätblühender Traubenkirsche schränkt die floristische Dynamik nach einigen Jahren ein. Die Krautschicht der Altbestandsfläche reagierte zunächst mit dem Rückgang der dominierenden Heidelbeere; erst fünf Jahre nach der Kalkungsmaßnahme treten nach intensiver Wühlarbeit von Wildschweinen mesophytische Waldarten auf. Die Vegetation der jeweiligen Kontrollfläche ist nicht statisch, zeigt jedoch nicht die typischen kalkungsbedingten floristischen Veränderungen, die im Erscheinungsbild einer Eutrophierung gleichen.

Die Ergebnisse werden vor dem Hintergrund bodenchemischer Veränderungen und der Ergebnisse aus anderen Kalkungsversuchen diskutiert; es wird eine Einschätzung zugrundeliegender populationsökologischer Prozesse vorgenommen. Unter besonderer Berücksichtigung lichter Kiefernbestände in Nordostdeutschland werden schließlich kalkungsbedingte Veränderungen der Bodenvegetation in Hinblick auf die forstliche Bewirtschaftung bewertet.

Abstract

Liming has become a common measure to prevent acidification of forest soils caused by acidic deposition or by internal H^+-production. While typical reactions of soil systems, such as an increase of pH in the humus layer, may occur after lime application, induced vegetational changes in detail may also be influenced by additional local and regional conditions.

Permanent plots in a 40-year- old pine stand (*Pinus sylvestris*) with an originally dense but thinned understorey of black cherry (*Prunus serotina*) and a 130-year-old pine-oak-forest (*Pinus sylvestris, Quercus petraea* et *robur*) – both growing on dystrophic sandy soils – were laid out and monitored from 1986 to 1993. In the case of the young stand, ruderal species (e.g. *Urtica dioica*) appeared immediately after liming and thinning of *Prunus serotina*, and after some delay mesophytic woodland species (*Rubus idaeus, Moehringia trinervia*) were also observed. While high floristic dynamics on the limed plot within the younger pine stand continued for ca. 6 years, only small fluctuations, especially of the number of tree-seedlings occured on the control plot. In the ground layer of the mature pine-oak stand, *Vaccinium myrtillus* declined first of all after liming, but only after wild boar rummage mesophytic woodland species (*Moehringia trinervia, Impatiens parviflora*) came in. The control was undisturbed by wild boar, but intervention by forest management in 1992 may have caused additional floristic changes besides those evoked by climatic fluctuations or general successional trends.

Results are discussed against the background of the observed edaphic changes and the results of other studies on succession after liming, which can generally be described in terms of eutrophication. From the outcome conclusions are drawn with respect to forest management, especially for stands of Scotch pine, which are typical for northeastern Germany.

Einleitung

Das Ausbringen von Kalk auf den Waldboden wird als Kompensationsmaßnahme zum versauernd wirkenden, langjährigen Protoneneintrag bzw. zur systeminternen Säureproduktion empfohlen (z.B. WITTICH 1959, ULRICH 1986, ZÖTTL 1988) und seit Mitte der 80er Jahre besonders in den westlichen Bundesländern Deutschlands großflächig durchgeführt. Da-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

bei wird je nach Ausbringungsform und -menge eine mehr oder weniger rasche und starke Veränderung der chemischen Verhältnisse vor allem in der Humusauflage erreicht. Die prägnanteste Veränderung – ein rascher pH-Anstieg in der Humusauflage – wird dabei von einer Reihe bodenchemischer und -biologischer Reaktionen begleitet, die insbesondere den N-Haushalt des Bodens betreffen (MARSCHNER et al. 1992). So erhöht sich der NO_3-Anteil an der N-Nettomineralisation deutlich (RODENKIRCHEN & FORSTER 1991, MARSCHNER et al. 1992, SCHMIDT 1993).

Sowohl für die Vegetationskunde als auch für anwendungsbezogene Fragestellungen aus dem Bereich des Waldbaus ist es von Interesse, wie die Waldbodenvegetation einschließlich des Gehölzjungwuchses auf die Einbringung des Kalks reagiert, wobei es unterschiedliche Ausgangs- und Randbedingungen zu berücksichtigen gilt. So war es Ziel der Untersuchung eines Kiefern-Jungbestandes darzustellen, wie stark und schnell sich die Vegetation dieses verbreiteten Bestandestyps ändert, zumal eine zusätzliche Störung in Form einer Auflichtung (ähnlich einer Durchforstung) stattfand. Bei den Untersuchungen in einem Kiefern-Eichen-Altholz stand die Frage nach Veränderungen einer gut ausgebildeten, weitgehend ungestörten, jedoch ungezäunten Waldbodenvegetation im Vordergrund.

Eine weitere Spezifität der hier vorgestellten Ergebnisse ist die Tatsache, daß sie nicht, wie die meisten derartigen Untersuchungsergebnisse, innerhalb des geschlossenen Buchenwaldareals gewonnen wurden, sondern aus dem subkontinental getönten Wuchsgebiet des Kiefern-Traubeneichenwaldes stammen. So ist zu zeigen, inwieweit sich unter den gegebenen kontinentaleren Klimabedingungen bekannte Trends bestätigen.

Der natürlichen Verjüngung von Baumbeständen wird in jüngerer Zeit im Zuge eines naturnahen Waldbaus (z.B. HUSS 1992) viel Aufmerksamkeit zuteil. Besonders Veränderungen struktureller Eigenschaften der Waldbodenvegetation wirken sich zumindest indirekt auch auf Keimlinge und Jungwuchs der Baumarten aus. Inwiefern Bestandeskalkungen die Gehölzverjüngung insbesondere in Kiefernbeständen beeinflußen können, wird zu diskutieren sein.

Methoden

1. Untersuchungsgebiet und -flächen

Die Untersuchungsflächen liegen im Bereich der Berliner Forsten. An beiden Untersuchungsstandorten haben sich aus grundwasserunbeeinflußten Sanden saure Rostbraunerden mit leichten Podsolierungsmerkmalen entwickelt (pH_{CaCl_2}: 3,0–3,4; RENGER & KRAHN 1989, MARSCHNER et al. 1992, dort auch weitere bodenkundliche Angaben). Jährlich fallen im Gebiet bei einer Jahresmitteltemperatur von 8,9 °C im Mittel 600 mm Niederschlag (SUKOPP 1990). Boden und Klima bedingen die für weite Teile des mittelbrandenburgischen Trockengebietes typische Wald-/Forstvegetation, als deren Leitgesellschaft der Kiefern-Traubeneichenwald (*Pino-Quercetum* s.l.) anzusehen ist (SCAMONI 1958).

Im Rahmen eines multidisziplinären Projektes (UBA & SEN STADT UM 1990) wurden Dauerflächen auf gekalkten Waldbodenbereichen angelegt und von 1986 bis 1993 vegetationskundlich untersucht. Eine Kalkdüngungs- (Gr 63 D) und die entsprechende Kontrollfläche (Gr 63 K) befinden sich innerhalb eines 0,5 ha großen, eingezäunten Bereichs in einem 1951 nach Vollumbruch begründeten Kiefernjungbestand im Grunewald, Jagen 63 (Berlin-Wilmersdorf). Beide Flächen sind 100 m^2 groß. Dieser Kiefernjungbestand besaß vor Versuchsbeginn eine fast geschlossene Strauchschicht aus *Prunus serotina*, weshalb aus Lichtmangel die Krautschicht kaum entwickelt war.

Eine weitere, ebenfalls 100 m^2 große, dauerhaft markierte Düngungsfläche (Sp 42 D) liegt in einem 135jährigen Kiefern-Eichenbestand im Spandauer Forst, Jagen 42 (Berlin-Spandau). Diese Fläche ist ca. 50 m von einer 400 m^2 großen, ungekalkten Vergleichsfläche im Jagen 43 entfernt (Sp 43 K). Der Altbestand hat mit seiner zweistufigen Baumschicht den angestrebten, alterstypischen Aufbau und besaß zu Versuchsbeginn eine gut entwickelte Krautschicht.

Im April 1986 wurden auf der Düngungsparzelle im Jungbestand 6,1 t ha^{-1} Mg-haltiger Kalk in Form eines pelletierten Kreide-Dolomit-Gemisches und 145 kg ha^{-1} Kaliumsulfat oberflächlich ausgebracht (MARSCHNER et al. 1992). Weiterhin wurde im gesamten gezäunten Bereich zur gleichen Zeit die Spät-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

blühende Traubenkirsche zurückgesetzt: Während sie vorher eine zu ca. 80% schließende Strauchschicht maßgeblich aufbaute, lag ihre Deckung danach unter 5%.

Auf der Altbestandsfläche war Anfang November 1986 6,1 t ha^{-1} gekörnter kohlensaurer Kalk (95%iges $CaCO_3$) ausgebracht worden. Weitere Maßnahmen fanden nicht statt.

2. Erhebungsmethoden

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten nach BRAUN-BLANQUET (1964), wobei die Erhebungen stets ohne Vorlage der Aufnahmen aus den Vorjahren erfolgten, um eine weitgehende Unabhängigkeit der Deckungsgradschätzung (nach BARKMAN et al. 1964) zu erzielen. Aufgrund mehrjähriger Untersuchungen an anderen Dauerflächen kann im mittleren Deckungsgradbereich von einem Schätzfehler von ± 10% ausgegangen werden (SEIDLING 1990). Da manche epigäischen Moose während langer Trockenperioden stark schrumpfen, ist hier mit Aufnahmefehlern zu rechnen. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach EHRENDORFER (1973), die der Moose nach FRAHM & FREY (1983).

Im Altbestand wurde die Vegetation bereits vor der Kalkdüngungsmaßnahme im Sommer 1986 erfaßt, während die Flächen im Jungberstand erst nach der Kalkung zum ersten mal bearbeitet werden konnten, so daß in diesem Fall die Kontrollfläche als gemeinsame Ausgangsbasis dienen muß.

Die relative Beleuchtungsstärke wurde 1987 1 m über dem Waldboden unter Einsatz zweier Beleuchtungsstärke-Meßgeräte und eines Handfunkgerätes (Methode bei SEIDLING 1990: 10 ff.) ermittelt.

Ergebnisse

1. Veränderungen in einem Kiefern-Stangenholz (Jungbestand)

Während in der Baumschicht der gekalkten Dauerfläche von 1986 bis 1993 keine strukturellen Veränderungen auftreten, ist in der Strauchschicht nach dem Rückschnitt der Spätblühenden Traubenkirsche ihr kräftiges Nachwachsen festzustellen (Tab. 1). Schon 1987 betrug der durchschnittliche Lichtgenuß über der Krautschicht nur noch 4,6% des Außenlichtes. Auf der ungekalkten Kontrollfläche treten in der Baumschicht von 1986 bis 1993 wenig Veränderungen auf (Tab. 2); möglicherweise besteht ein zunehmender Trend der Deckung der 2. Baumschicht von 25 ± 10% nach 40 ± 10%. Die auch auf der Kontrollfläche zurückgesetzte Strauchschicht regenerierte sich ebenfalls rasch; 1987 betrug die durchschnittliche relative Beleuchtungsstärke über der Krautschicht 8,8%.

In der Krautschicht der gekalkten Fläche traten bereits im Sommer 1986, wenige Monate nach der Düngungsmaßnahme, neue Arten auf, wobei die schon vorher vorhandenen Arten (z.B. *Avenella flexuosa*) nicht zurückgingen. Von den ersten Neuankömmlingen hielt sich nur *Urtica dioica* auf Dauer. In den folgenden Jahren, vor allem 1988, kamen weitere Arten hinzu, von denen sich die mesophytischen Waldarten *Moehringia trinervia* und *Rubus idaeus* dauerhaft etablieren konnten. Das baldige Verschwinden eines Teils der Neuankömmlinge hängt sicher mit der sich wieder entwickelnden Strauchschicht zusammen, wodurch sich die Lichtverhältnisse in der Krautschicht zunehmend verschlechterten.

Anders als auf der Kalkungsfläche tritt in der Krautschicht der Kontrollfläche trotz der Auflichtungsmaßnahme so gut wie keine Veränderung der floristischen Zusammensetzung ein. Lediglich die jährlich leicht variierende Zahl der Gehölzkeimlinge sorgt für eine geringe Dynamik. Auch geht der Anteil der *Prunus serotina* mit der Zeit durch das Einwachsen in die Strauchschicht leicht zurück.

In der Moosschicht der gekalkten Parzelle war ab 1990 der Ausfall der säuretoleranten Arten *Pohlia nutans* und *Pleurozium schreberi* (R = 2 nach DÜLL 1991) auffällig, während das euryionare *Brachythecium rutabulum* (R = x) ab 1987 kontinuierlich mehr und *Eurhynchium swartzii* (R = 7) 1993 zum ersten Mal beobachtet wurde. Auf der Kontrollfläche trat neben der ständig vorhandenen *Pohlia nutans* eine Abundanzzunahme des Säurezeigers *Polytrichum formosum* (R = 2) ein, aber auch *Hypnum cupressiforme* (R = 4) nahm zu.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab. 1: Sukzessionstabelle Jungbestand, Grunewald, Jagen 63, gekalkte Parzelle (Gr 63 D)

	lfd. Jahr	:	1	2	3	4	5	6	7	8
	Aufnahmejahr	:	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
	Flächengröße [m^2]	:	100	100	100		100	100		100
	Veg.-Bed. BS [%]	:	50	60	65		50	50		40
	Veg.-Bed. SS [%]	:	5	10	30		65	70		75
	Veg.-Bed. KS [%]	:	50	60	40		20	10		10
	Veg.-Bed. MS [%]	:	2	2	2		<1	3		1
	Artenzahl KS	:	7	6	11		5	11		9
	Niederschlag Mai-Sept. [mm]		353	405	263	207	364	253	256	401
		zeitl. Stetigkeit								
BS										
1	Pinus sylvestris	6	2b	2b	2b		2b	2b		2b
2	Quercus robur	6	2b	3	3		3	2b		2b
3	Sorbus aucuparia	5	+b	+b	+b		+a	+b		
SS										
4	Prunus serotina	6	+b	2a	3		4	4		4
5	Sorbus aucuparia	3					+p	+p		+p
KS										
1	Avenella flexuosa	6	+p	+p	+p		+r	+p		+r
2	Urtica dioica	6	+r	+p	1p		1p	1p		1p
3	Mycelis muralis	1	+r							
4	Veronica chamaedrys	1	+r							
5	Rubus idaeus	5		+p	+p		1p	2m		1p
6	Moehringia trinervia	4		1p	1p			1p		1p
7	Sambucus nigra	2			+r			+r		
8	Calamagrostis epigejos	1			+r					
9	Carex pilulifera	1			+r					
10	Taraxacum officinale agg.	1			+r					
11	c.f. Senecio sylvaticus-Kmlg.	1						+r		
12	Prunus serotina	6	3	4	3		2b	2a		2a
13	Sorbus aucuparia	6	1p	1p	1p		1p	1p		1p
14	Quercus robur et petraea	1			+r					
15	Acer pseudoplatanus	2						+r		+r
16	Prunus spec.	2						+r		+r
17	Pinus sylvestris Kmlg.	4	+r		+r			+r		+r
MS										
1	Hypnum cupressiforme	6	1p	2m	2m		+p	2m		1p
2	Plagiomnium affine	6	+p	2m	2m		+p	1p		2m
3	Pohlia nutans	3	2m	2m	2m					
4	Pleurozium schreberi	2	+p		+p					
5	Plagiothecium denticulatum	2	+r	+r						
6	Brachythecium rutabulum	5		+r	+p		+p	1p		2m
7	Eurhynchium swartzii	1								+p

Nach BORNKAMM (1981) lassen sich Sukzessionsvorgänge durch die floristischen Ähnlichkeit zwischen den Einzeljahren (x_n zu x_{n-1}) bzw. zwischen den Folgejahren und dem Ausgangsjahr (x_n zu x_0) darstellen. Abbildung 1 zeigt die Veränderung der floristischen Ähnlichkeit (qualitativ) der Krautschicht für die Kalkungs- und Kontrollfläche im Jungbestand, während in Abbildung 2 die Deckung der Arten berücksichtigt ist. Als Ausgangszustand für beide Flächen wurde die Kontrollaufnahme aus dem Jahre 1986 verwendet, da die wirklichen Ausgangszustände (1985) nicht mit Vegetationsaufnahmen belegt sind. Aus eigener Anschauung war das gesamte Untersuchungsareal vor dem Eingriff einheitlich und kann, durch die Kontrollaufnahme aus dem Jahre 1986, als gut repräsentiert angesehen werden.

Die unmittelbar nach Kalkung und Rückschnitt der Traubenkirsche eingetretene floristische Veränderung kommt 1986 durch ein Abfallen des Ähnlichkeitsniveaus auf 50% in Abb. 1 zum Ausdruck, wogegen es auf der Kontrollfläche im gesamten Untersuchungszeitraum wenigstens 84% beträgt. Die Ähnlichkeit zwischen den Jahren strebt auf der Kalkungsfläche erst 7 Jahre nach der Düngung einem höherem Niveau zu. Dies zeigt, daß über 6 Jahre eine hohe floristische Dynamik bestand. Lediglich 1988 und dann ab 1991 ist die floristische Ähnlichkeit zwischen den Jahren erwartungsgemäß größer als die mit dem Ausgangszustand. Anders das Ergebnis der quantitativen Ähnlichkeitsberechnungen (Abb. 2): hier wird vor allem die lebhafte Gehölzdynamik in der Krautschicht nach dem Zurücksetzen der Traubenkirsche zum Ausdruck gebracht. Bei dieser Form der Auswertung werden dadurch alle anderen Veränderungen

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

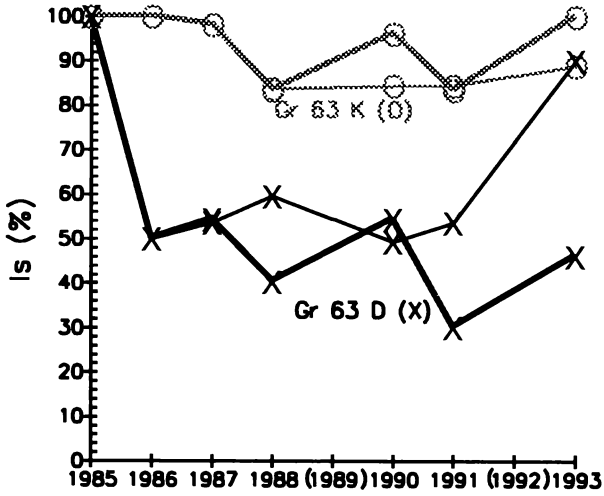

Abb. 1: Floristische Ähnlichkeit (qualitativ) nach SØRENSEN (1948, Is = 2n{a,b}/2n{a,b}+n{a}+n{b} [%]) der Krautschicht zwischen den Jahren ($x_n - x_{n-1}$, dünne Linien) bzw. zwischen dem laufenden Jahr und dem Ausgangszustand ($x_n - x_0$, dicke Linien) für die Düngungs- (Gr 63 D) und Kontrollfläche (Gr 63 K) im Jungbestand.

Tab. 2: Sukzessionstabelle Jungbestand, Grunewald, Jagen 63, ungekalkte Parzelle (Gr 63 K)

	lfd. Jahr	:	1	2	3	4	5	6	7	8
	Aufnahmejahr	:	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
	Flächengröße [m^2]	:	100	100	100		100	100		100
	Veg.-Bed. BS Ia [%]	:	20	20	20		20	20		20
	Veg.-Bed. BS Ib [%]	:	25	30	40		40	40		40
	Veg.-Bed. SS [%]	:	0	10	40		65	65		65
	Veg.-Bed. KS [%]	:	45	55	20		10	10		5
	Veg.-Bed. MS [%]	:	1	1	1		1	1		1
	Artenzahl KS	:	4	4	5		4	5		4
	Niederschlag Mai-Sept. [mm]		353	405	263	207	364	253	256	401
		zeitl. Stetigkeit								
BS Ia										
1	(Pinus sylvestris)	6	2b	2b	2b		2b	2b		2b
BS Ib										
2	Pinus sylvestris	6	2a	2a	2a		2b	2a		2b
3	Quercus robur	6	2a	2a	2a		+b	2a		2a
4	Quercus rubra	6	+b	2a	2a		2a	2b		2b
SS										
5	Prunus serotina	5		2a	3		4	4		4
6	Sorbus aucuparia	4		+r			+r	+p		+p
KS										
1	Avenella flexuosa	6	+p	1p	1p		2m	1p		2m
2	Carex pilulifera	6	+r	+p	+p		+p	+p		+p
3	Prunus serotina	6	3	4	2b		2a	2a		1b
4	Sorbus aucuparia	6	1p	+p	+p		+p	+p		1p
5	Quercus robur et petraea	1						+r		
6	Pinus sylvestris Kmlg.	1			+r					
MS										
1	Pohlia nutans	6	1p	2m	2m		1p	1p		2m
2	Polytrichum formosum	5		+p	+p		1p	1p		2m
3	Hypnum cupressiforme	5		+p	+p		+p	1p		2m
4	Plagiomnium affine	1		+p						

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

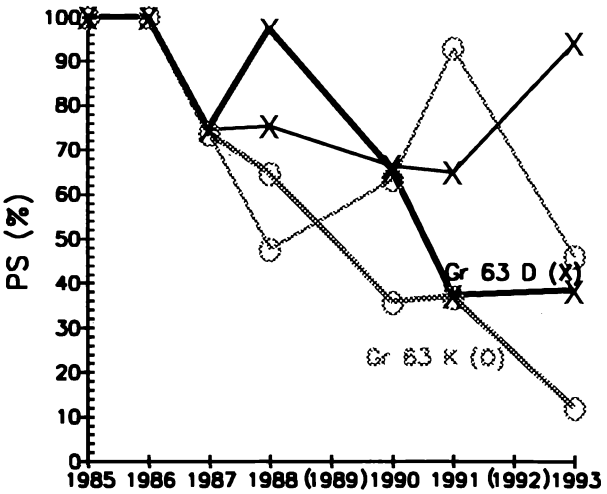

Abb. 2: Floristische Ähnlichkeit unter Berücksichtigung des Deckungsgrades nach DAHL & HADAČ (1941, $PS = 2\Sigma\min(D_a,D_b)/\Sigma(D_a+D_b)$ [%]) der Krautschicht zwischen den Jahren ($x_n - x_{n-1}$, dünne Linien) bzw. zwischen dem laufenden Jahr und dem Ausgangszustand ($x_n - x_0$, dicke Linien) für die Düngungs- (Gr 63 D) und Kontrollfläche (Gr 63 K) im Jungbestand.

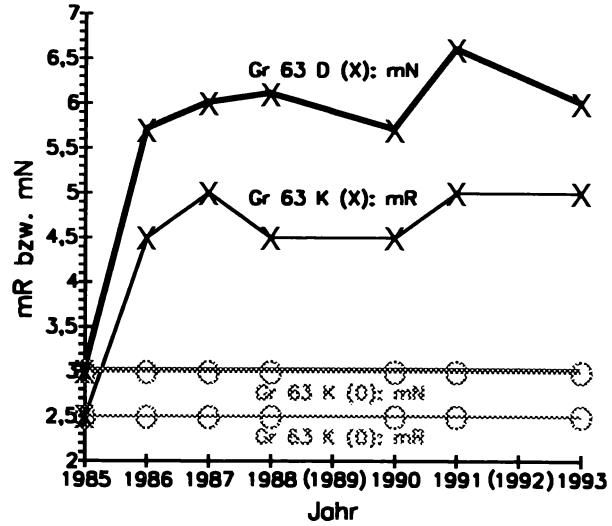

Abb. 3: Mittlere Zeigerwerte (qualitative Berechnung) für Reaktion (mR, dünne Linien) und für Stickstoff (mN, dicke Linien) nach ELLENBERG (1991) für die Krautschicht der Düngungs- (Gr 63 D) und Kontrollfläche (Gr 63 K) im Jungbestand; Baumarten in der Krautschicht sind nicht berücksichtigt.

überdeckt. Die Kontrollfläche ist demnach strukturell ihrem Ausgangszustand weniger ähnlich als die Düngungsfläche.

Eine ökologische Bewertung der floristischen Entwicklung ist über die Zeigerwert-Methode nach ELLENBERG (1991) möglich. Abb. 3 zeigt deutlich höhere Niveaus der mittleren Reaktions- und besonders der mittleren Stickstoffzeigerwerte für die Kalkdüngungsfläche, die anhand des Vorkommens höherer Pflanzen ermittelt wurden. Auch hier wurde als gemeinsame Ausgangsbasis für 1985 die Kontrollaufnahme von 1986 herangezogen.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab. 3: Liste der Arten die im Sommer 1991 auf der gesamten, 1986 gedüngten bzw. ungedüngten Untersuchungsfläche außerhalb der vegetationskundlichen Dauerflächen, jedoch innerhalb der Umzäunung zusätzlich festgestellt wurden; L: Lichtzahl, R: Reaktionszahl, N: Stickstoffzahl nach ELLENBERG (1991)

gedüngt					ungedüngt				
Art	Häufigkeit	L	R	N	Art	Häufigkeit	L	R	N
Epilobium angustifolium	3 Herden, 70 Sp.	8	5	8	Agrostis tenuis	wenig	7	4	4
Calamagrostis epigejos	1 kl. Herde	7	x	6					
Hypericum perforatum	5 Sprosse	7	6	3					
Potentilla cf anglica	5 Sprosse	7	8	4					
Cirsium arvense	5 Sprosse	8	x	7					
Galium aparine	2 Sprosse	7	6	8					
Veronica officinalis	1 Sproß	6	3	4					
Rubus fruticosus (armeniacus)	1 Sproß	8	x	6					
Fagus sylvatica-Kmlg.	1	(3)	x	x					
Betula pendula-Kmlg.		(7)	x	x					
Betula pendula-Juv.		(7)	x	x					

Soziologisch waren beide Flächen vor der Kalkungsmaßnahme einer durch *Prunus serotina* dominierten und deshalb floristisch verarmten Variante eines Drahtschmielen-Kiefernforstes zuzuordnen (*Deschampsio flexuosae-Pseudopinetum* nach HOFMANN 1969), die als forstliche Ersatzgesellschaft eines *Pino-Quercetum typicum* aufgefaßt werden kann. Der heutige Zustand sieben Jahre nach der Kalkung deutet auf einen Himbeer-Kiefernforst (*Rubo-Pseudopinetum* nach HOFMANN 1969) hin.

Um die Beurteilung der Auswirkung der Kalkungsmaßnahme auf die floristische Zusammensetzung auf eine breitere Grundlage zu stellen, wurde im Sommer 1991 die gesamte gezäunte Versuchsfläche (0,5 ha) nach Gefäßpflanzen abgesucht. In Tab. 3 sind alle außerhalb der beiden Dauerflächen zusätzlich gefundenen Arten aufgelistet. Es wird deutlich, daß die sich auf den analysierten Dauerflächen abspielende floristische Dynamik für das gesamte Areal des 1986 angelegten Kalkungsversuchs Gültigkeit hat. So tritt auf der gekalkten Hälfte eine Reihe von Arten neu auf, während die ungekalkte ohne Neuzugänge (*Agrostis tenuis* war schon früher auf der Fläche) bleibt, auch wenn letztere dem ansonsten gleichen Störungsregime unterlag.

Mit dem Auftreten von *Epilobium angustifolium* und *Calamagrostis epigejos* (Schläge), *Hypericum perforatum* (Säume), *Cirsium arvense* und vor allem *Galium aparine* (beide Stickstoffzeiger) kann von einer Ruderalisierung des gekalkten Bereichs gesprochen werden. Der Zuwachs von *Prunus serotina* auf der gesamten Fläche ließ einige dieser Arten inzwischen (1993) wieder zurückgehen.

2. Entwicklungen in einem Kiefern-Eichen-Altbestand

Die Baum- und Strauchschicht der am westexponierten Unterhang einer flachen Düne gelegenen Düngungsparzelle zeigt bis auf das Einwachsen einer Stieleiche in die Strauchschicht keine Veränderungen. Die Steigerung der Vegetationsbedeckung der zweiten Baumschicht (Tab. 4) liegt innerhalb des angenommenen Schätzfehlers von ± 10%. Der Baumbestand und die Strauchschicht auf der Kontrollfläche am ostexponierten Oberhang der gleichen Düne zeigen zunächst keine Änderungen. Im Sommer 1992 kommt es durch Forstarbeiten zu Veränderungen, die jedoch den angrenzenden Baumbestand stärker betreffen als den der Probefläche.

Die floristische Zusammensetzung der Krautschicht auf der Düngungsparzelle blieb über die ersten zwei Jahre nach der Kalkung konstant, doch machten sich schon 1987 Dominanzverschiebungen bemerkbar. *Vaccinium myrtillus* nahm bis 1990 kontinuierlich ab, wodurch die Deckung der Krautschicht von 75 ± 10% auf 40 ± 10% sank. *Carex pilulifera* wurde ebenfalls weniger und verschwand für zwei oder drei Jahre ganz. Offensichtliche Schäden an den Pflanzen der Krautschicht waren auch an den rückläufigen Arten zu keinem Aufnahmezeitpunkt zu beobachten.

Sehr wahrscheinlich mit der Kalkungsmaßnahme im Zusammenhang steht die 1990 ausschließlich auf der gekalkten Fläche beobachtete Wühltätigkeit von Wildschweinen. Als Ursa-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab. 4: Sukzessionstabelle Altbestand, Spandauer Forst, Jagen 42, gekalkte Fläche (Sp 42 D)

lfd. Jahr	:	1	2	3	4	5	6	7	8
Aufnahmejahr	:	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Flächengröße [m^2]	:	100	100	100		100	100	100	100
Veg.-Bed. BS Ia [%]	:	15	25	25		15	25	20	20
Veg.-Bed. BS Ib [%]	:	65	70	70		75	80	65	52
Veg.-Bed. SS [%]	:	4	2	3		2	2	2	1
Veg.-Bed. KS [%]	:	75	65	75		50	40	40	40
Veg.-Bed. MS [%]	:	0	0	0		0	<<1	<<1	<1
Artenzahl KS	:	10	11	11		9	13	12	12
Niederschlag Mai-Sept. [mm]		353	405	263	207	364	253	256	401
	zeitl. Stetigkeit								
BS Ia									
1 Pinus sylvestris	7	2b	2b	2b		2a	2b	2b	2b
BS Ib+c									
2 Quercus robur Ib+c	7	4	4	4		4	4	4	3
3 (Betula pendula) Ib	7	+a	+a	+a		+b	+b	+b	+b
4 Sorbus aucuparia Ic	2							+p	+r
SS									
5 Sorbus aucuparia	7	+b	+p	+b		+b	+b	+a	+p
6 Quercus robur	3			+r		+r	+b		
KS									
1 Avenella flexuosa	7	2a	3	3		2b	2b	3	2b
2 Polygonatum odoratum	7	+p	+p	+p		+p	+p	+p	+p
3 Luzula pilosa	7	+p	+p	+p		+p	+p	+r	+p
4 Melampyrum pratense	7	+p	1p	+p		+p	+p	+p	1p
5 Dryopteris carthusiana	5	+r	+r	+r		+r	+r		
6 Vaccinium myrtillus	7	4	3	3		2b	2b	2b	2b
7 Carex pilulifera	4	+p	+p	+r				+p	
8 Moehringia trinervia	3						+p	2m	1p
9 Impatiens parviflora	3						+r	+p	+p
10 Quercus robur et petraea	7	+p	+p	+p		1p	1p	1p	1p
11 Sorbus aucuparia	7	+p	+p	+p		+p	+p	+p	1p
12 Frangula alnus	6	+p	+r	+r			+p	+r	+r
13 Prunus serotina	6		+r	+r		+r	+r	+r	+r
14 Betula pendula Kmlg.	1						+r		
15 Pinus sylvestris Kmlg.	1								+r
MS									
1 Pohlia nutans	3						+r	+r	1p
2 Dicranum scoparium	1								+p

che kann eine Erhöhung der Regenwurm-Besatzdichte angenommen werden, wie sie von KRATZ et al. (1991b) auf der Kalkdüngungsfläche im Grunewald nachgewiesen wurde. Die entstandenen Bodenverwundungen und der bis dahin rückläufige Deckungsgrad der Krautschicht begünstigten – neben veränderten Aziditäts- und Nährstoffverhältnissen – die Etablierung neuer Arten, so daß 1991 stickstoffzeigende Arten hinzukamen. Abb. 6 macht dies durch einen Sprung des N-Zeigerwertes deutlich.

Die Dominanzstruktur der Krautschicht der Kontrollfläche ist relativ stabil (Tab. 5). Im feuchten Sommer 1987 und im Folgejahr, ebenso wie im regenreichen Sommer 1993, wird die Artenzahl von 12 überschritten. Es zeigt sich, daß mit +r oder +p auftretende Arten durch Zufallsereignisse wie Fällarbeiten ausfallen, aber auch erneut auftreten können. 1993, ein Jahr nach der Fällung benachbarter Kiefern, treten zwei Arten erstmals auf, wobei zwei Hirse-Jungpflanzen waldfremde Störungszeiger sind. Die relative Beleuchtungsstärke am Waldboden lag 1987 bei 7,3%, mit geringer räumlicher Variabilität.

Eine Auswertung der qualitativen Vegetationsdynamik entsprechend BORNKAMM (1981) erbrachte für die Altbestandsflächen weniger deutliche Unterschiede als beim Jungbestand (Abb. 4). Die Kontrollfläche zeigt fast durchgehend eine größere floristische Dynamik als die Kalkungsparzelle. Allein die durchgängige Differenz von ca. 5% zwischen der Ähnlichkeit von Jahr zu Jahr und der vom laufenden Jahr zum Ausgangszustand bringt die qualitativ anhaltende Veränderung auf der Kalkungsparzelle zum Ausdruck, während auf der Kontrollfläche die Ähnlichkeit zwischen den Jahren oft an die zum Ausgangszustand heranreicht.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

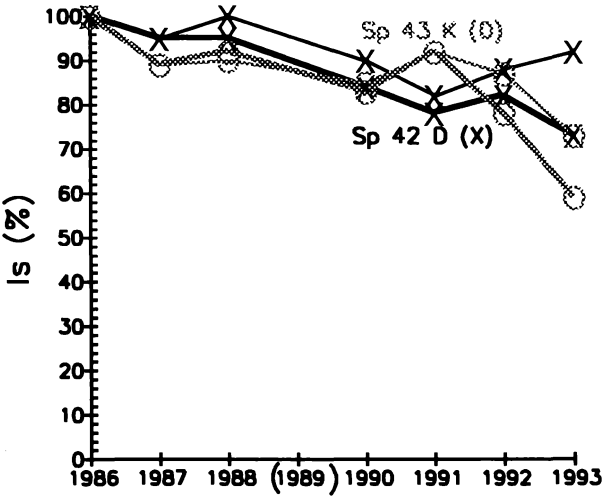

Abb. 4: Floristische Ähnlichkeit (qualitativ) nach SØRENSEN (wie Abb. 1) der Krautschicht zwischen den Jahren ($x_n - x_{n-1}$, dünne Linien) bzw. zwischen dem laufenden Jahr und dem Ausgangszustand ($x_n - x_0$, dicke Linien) für die Düngungs- (Sp 42 D) und Kontrollfläche (Sp 43 K) im Altbestand.

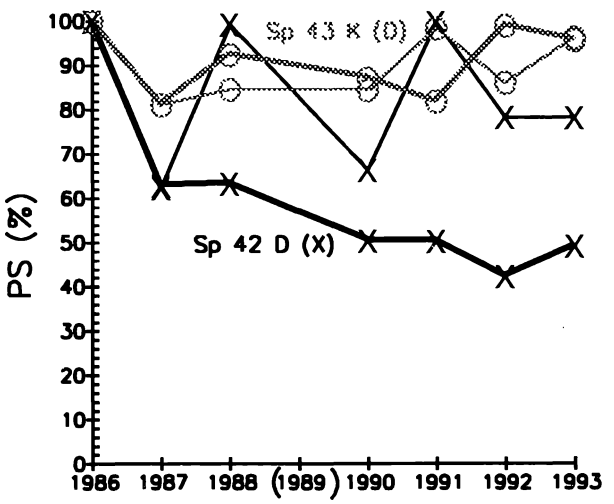

Abb. 5: Floristische Ähnlichkeit unter Berücksichtigung des Deckungsgrades nach DAHL & HADAČ (wie Abb. 1) der Krautschicht zwischen den Jahren ($x_n - x_{n-1}$, dünne Linien) bzw. zwischen dem laufenden Jahr und dem Ausgangszustand ($x_n - x_0$, dicke Linien) für die Düngungs- (Sp 42 D) und Kontrollfläche (Sp 43 K) im Altbestand.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tab. 5: Sukzessionstabelle Altbestand, Spandauer Forst, Jagen 43, ungekalkte Fläche (Sp 43 K)

lfd. Jahr	:		1	2	3	4	5	6	7	8
Aufnahmejahr	:		1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Flächengröße [m2]	:		400	400	400		400	400	400	400
Veg.-Bed. BS Ia [%]	:		25	30	30		20	20	20	20
Veg.-Bed. BS Ib [%]	:		80	85	85		80	80	75	70
Veg.-Bed. SS [%]	:		5	2	3		3	5	5	4
Veg.-Bed. KS [%]	:		25	30	30		20	25	20	25
Veg.-Bed. MS [%]	:		<1	<1	<1		<1	<1	<<1	<1
Artenzahl KS	:		12	15	14		12	12	11	15
Niederschlag Mai-Sept. [mm]			353	405	263	207	364	253	256	401
		zeitl. Stetigkeit								
BS Ia										
1 Pinus sylvestris		7	2b	3	3		2b	2b	2b	2b
BS Ib										
2 Quercus petraea		7	4	4	4		4	4	2b	3
3 Quercus robur		7	2b	2b	3		3	2b	3	3
SS										
5 Quercus petraea		7	+b	+r	+r		+b	+a	+b	+r
4 Quercus robur		7	+p	+p	+p		+b	+b	+b	+a
6 Sorbus aucuparia		7	+p	+p	+p		1p	+p	1a	+p
7 Frangula alnus		7	+r	+p	+p		+p	+p	+p	+p
KS										
1 Avenella flexuosa		7	2b	2b	2b		2b	2b	2b	2b
2 Vaccinium myrtillus		7	2m	2m	2m		2m	2m	2m	1p
3 Maianthemum bifolium		7	2m	2a	2m		2a	2a	2m	2m
4 Melampyrum pratense		7	+p	2m	1p		1p	1p	+p	+p
5 Anthoxanthum odoratum		6	+p	1p	1p			+r	+r	+r
6 Luzula pilosa		6	+p	+p	+p		+r	+r		+p
7 Carex pilulifera		5	+p	+p	+p		+r	+p		
8 Vaccinium vitis-idaea		3	+p	+r	+r					
9 Agrostis tenuis		6		+p	+p		+p	+p	+r	+p
10 Moehringia trinervia		1		+p						+p
11 Rumex acetosella		1		+p						
12 Danthonia decumbens		1					+r			
13 Hieracium-Kmlg.		1								+r
14 cf. Echinochloa		1								+r
15 Sorbus aucuparia		7	1p	1p	+p		1p	1p	1p	1p
16 Prunus serotina		7	+r	+p	+p		+r	+r	+r	+r
17 Quercus robur et petraea		7	+p	1p	+p		1p	1p	+p	+p
18 Frangula alnus		7	+p	1p	1p		+p	1p	+p	+p
19 Pinus sylvestris Kmlg.		3			+p				+p	+p
MS										
1 Pohlia nutans		7	+p	1p	1p		+p	+p	+p	1p
2 Dicranella heteromalla		7	+p	+p	+p		+p	+p	+p	+p
3 Hypnum cupressiforme		4		+p	+p				+p	+p
4 Dicranum scoparium		2			+r				+p	
5 Pleurozium schreberi		2			+r				+p	
6 Scleropodium purum		1					+r			

Durch die Fällung einiger Kiefern auf und in unmittelbarer Nachbarschaft der Kontrollfläche kommt es ein Jahr nach dem Eingriff sogar zu einer insgesamt stärkeren floristischen Veränderung als auf der Kalkungsparzelle. Da der Gehölzanteil der Krautschicht des Altbestandes anders als im Jungbestand keiner eingriffsbedingten Dymanik unterliegt, wird in diesem Fall die kalkungsbedingte Veränderung der Dominanzstruktur der Krautschicht gegenüber dem Ausgangszustand durch den quantitativen Ähnlichkeitskoeffizienten (PS) gut zum Ausdruck gebracht (Abb. 5): Die Kalkdüngungsfläche bewegt sich ab 1990 auf einem Ähnlichkeitsniveau von unter 50%, während auf der Kontrollfläche nur geringe Veränderungen festzustellen sind.

Als weitere düngungsbedingte Entwicklung können ab 1991, nachdem die Krautschicht an Deckung verloren hatte, erste Ansätze einer epigäischen Moosschicht auf der Kalkungsfläche gedeutet werden. Insgesamt sind epigäische Moose auf beiden Altbestands-Flächen durch eine Laubauflage (Eichenblätter) stark behindert und deshalb auf wenige, freigeblasene Stellen beschränkt. Da sie auf der Kontrollfläche auch dort immer wieder überdeckt werden, ergibt sich zusammen mit witterungsbedingten Abundanzschwankungen eine gewisse Dynamik.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

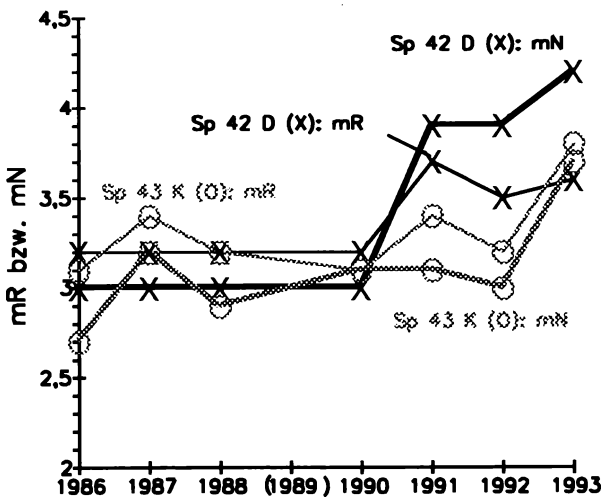

Abb. 6: Mittlere Zeigerwerte (qualitative Berechnung) für Reaktion (mR, dünne Linien) und für Stickstoff (mN, dicke Linien) nach ELLENBERG (1991) für die Krautschicht der Düngungs- (Sp 42 D) und Kontrollfläche (Sp 43 K) im Altbestand; nicht berücksichtigt sind die Baumarten und *Polygonatum odoratum*, da dessen R-Zeigerwert (7) für den Berliner Raum nicht zutrifft.

Pflanzensoziologisch handelt es sich bei den Altbestandflächen um ein *Pino-Quercetum* vaccinietosum (nach MÜLLER-STOLL & KRAUSCH 1968). Für die gekalkte Fläche deutet sich ab dem fünften Jahr nach der Maßnahme die Entwicklung zu einem *P.-Q. moehringietosum* an.

Diskussion

1. Veränderungen im Waldboden nach Kalkdüngungsmaßnahmen

Kalkdüngungsmaßnahmen greifen grundlegend in die chemischen Verhältnisse eines Bodens ein. Unter den vielfältigen Reaktionen des bei MARSCHNER (1990), MARSCHNER & WILCZYNSKI (1991) und MARSCHNER et al. (1992) bodenkundlich detailiert dokumentierten Kalkungsversuchs im Grunewald, Jagen 63, ist allen voran eine drastische pH_{CaCl_2}-Erhöhung in der Humusauflage von 3,3 auf 6,5 und von 3,2 auf 4,2 in 0–10 cm Tiefe zu nennen. Weitere vegetationsrelevante Veränderungen sind: weitgehende Verdrängung des Al vom Austauscher durch Ca, deutliche Erhöhung des Nitrifikationgrades bei insgesamt leicht reduzierter N-Netto-Mineralisation (siehe auch SCHMIDT 1993). Weitere sekundäre Folgen wie Humusabbau (Einengung des C/N-Verhältnisses im gesamten Profil, MARSCHNER et al. 1989) sind unter den gegebenen subkontinentalen Klimaverhältnisse nicht bedeutungslos, da damit u.a. eine Verringerung der Wasserspeicherfähigkeit des Bodens einhergeht.

Noch zu erwähnen ist die unterschiedliche Löslichkeit der eingesetzten Kalkdünger: Während die Düngung im Jungbestand eine schnellösliche Kreide-Komponente enthielt, war dies im Altbestand nicht der Fall. Zu dieser Fläche liegen jedoch keine bodenkundlichen Untersuchungen vor. Die Heftigkeit der ablaufenden Reaktionen im Boden der Grunewald-Fläche dürfte deshalb von der Spandauer Fläche nicht erreicht worden sein. Dafür ist hier mit einer nachhaltigeren Wirkung zu rechnen (vergl. SCHÜLER 1993).

Die angeführten Veränderungen im N-Haushalt hängen eng mit Verschiebungen des Pilz- bzw. Bakterienbesatzes und deren Leistungen zusammen. KRAEPELIN & BROSE (1990)

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

stellen insgesamt eine deutliche mikrobielle Aktivitätssteigerung und eine Förderung vormals säurelimitierter bakterieller Abbauprozesse nach der Kalkung fest (vergl. auch RODENKIRCHEN & FORSTER 1991). Über Änderungen der Makro- und Mesofauna des Bodens und deren Leistungen geben KRATZ et al. (1991a) Auskunft; die Verdoppelung der Regenwurmbesatzdichte ist besonders zu erwähnen (KRATZ et al. 1991b; siehe auch MAKESCHIN 1991 für einen Fichtenforst).

Die Kalkung ist damit als massiver Eingriff in ein komplexes Abhängigkeitsgefüge zu bewerten, zumal dem Calcium, nach RORISON & ROBINSON (1984) „the most important edaphic determinant of plant distribution", eine Schlüsselrolle zukommt, wobei diese Autoren ausdrücklich alle weiteren wechselwirkenden Faktoren wie Säurestatus, Nitrifikationsgrad und Al-Aktivität einschließen. Nicht zuletzt sind artspezifische Zeigerwerte für die Bodenreaktion (ELLENBERG 1991) Ausdruck dieser Zusammenhänge (siehe SEIDLING & ROHNER 1993). Danach sollte es nach Kalkdüngungsmaßnahmen zwangsläufig zu Veränderungen einer an bodensaure Verhältnisse angepaßten Vegetation kommen.

2. Veränderung der Waldbodenvegetation nach Kalkdüngungsmaßnahmen

In aller Regel treten nach Kalkungen Pflanzen auf, die generell bessere Ernährungsbedingungen anzeigen. *Rubus idaeus, Moehringia trinervia, Mycelis muralis, Urtica dioica* u.a. werden immer wieder genannt, wie bei HARTMANN & JAHN (1959), die ältere Kalkungsversuche in unterschiedlichen Höhenlagen und unter verschiedenen edaphischen Gegebenheiten auswerteten. SCHLÜTER (1966) fand in Fichtenforsten 10 Jahre nach einer Kalkung neben einer insgesamt üppigeren Begrünung ebenfalls eine Förderung nitrophiler Arten, wobei keine Unterschiede zwischen einer 3,5- und 10-t ha^{-1}-Variante bestanden. RODENKIRCHEN (1992) betont die Abundanzzunahme von *Oxalis acetosella* in einem Fichtenforst nach Applikation von 4 t ha^{-1} dolomitischen Kalks, während weitere N-zeigende Arten (u.a. *Urtica dioica, Moehringia trinervia*) die Fläche langsam besiedelten. SCHMIDT (1993) dokumentiert anhand eines gekalkten Fichtenbestandes im Solling das unmittelbar nach einer Kalkung einsetzende Auftreten von Schlag- und Ruderalarten ebenso wie das langsamere Einwandern von anspruchsvolleren Waldarten. ZERBE (1993) hebt *Mycelis muralis, Senecio sylvaticus, Stellaria media, Taraxacum officinale* und *Urtica dioica* als Arten heraus, die „in der Regel nur auf den in den letzten Jahren gekalkten Flächen" in Hainsimsen-Buchenwäldern deutscher Mittelgebirge und sie ersetzenden Fichtenforsten auftreten.

Häufig wurden Kalkungsmaßnahmen mit anderen Düngungs- oder sonstigen forstlichen Maßnahmen kombiniert, was eine isolierte Betrachtung der Wirkung des Kalkeintrags erschwert. So stellte DIETERICH (1965) neun Jahre nach einer Ca- (2–3 t ha^{-1}), P- und K-Grunddüngung eines Fichtenforstes das Vorkommen anspruchsvollerer Arten (insbes. *Epipactis helleborine, Galium rotundifolium*), aber auch das von Arten der Waldschläge (z.B. *Epilobium angustifolium*) fest, während säuretolerante Moose ausfielen. RODENKIRCHEN (1982), der die Wirkung komplexer Meliorationsmaßnahmen, darunter Ca-Gaben (4 t ha^{-1} $CaCO_3$), auf den Unterwuchs ehemals streugenutzter Kiefernbestände eingehend untersuchte, fand gegenüber unbehandelten Kontrollflächen eine „ganze Palette" neu angekommener, nitrophiler Arten. HOFMANN (1987) beschreibt für Kiefernforsten eine typische Reaktion der Bodenvegetation nach wiederholter Volldüngung, die in Verbindung mit $CaCO_3$-Gaben besonders ausgeprägt war. PRIEHÄUSSER (1958) berichtet von frisch eingeschlagenen Lichtungen in Fichtenbestände aus Hochlagen des Bayrischen Waldes, die teils mit kohlensaurem, teils mit Brandkalk (0,9 bis 1,4 t ha^{-1}) behandelt wurden, wo nach einer Kalkung u.a. *Urtica dioica, Rubus idaeus, Epilobium angustifolium, Moehringia trinervia* und *Veronica chamaedrys* auftraten, die vorher nicht auf den Flächen wuchsen.

Somit ist nach Kalkungen generell mit einer Verschiebung der floristischen Zusammensetzung zu rechnen, die im Erscheinungsbild – ähnlich der Wirkung von Zementstaub- (MONTAG 1975) oder anderen basischen Immissionen (LUX 1964) – einer Eutrophierung gleichkommt. Da ein Großteil des aus dem Humusabbau stammenden N zunächst im Eda-

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

phon festgelegt wird, ist die N-Nettomineralisation nicht oder nur sehr kurzfristig erhöht (RODENKIRCHEN & FORSTER 1991, MARSCHNER et al. 1992). Trotzdem sind es gerade stickstoffzeigende Arten, die nach Kalkungsmaßnahmen verstärkt auftreten. Hier bestätigt sich die schon von RUNGE (1965) geäußerte Meinung, daß nicht unbedingt die Gesamtmenge des mineralisierten Stickstoffs für das Auftreten von nitrophytischen Pflanzenarten ausschlaggebend ist, sondern mehr die Höhe des Nitratanteils.

Grad, Geschwindigkeit und Richtung der Vegetationsveränderungen sind darüber hinaus von begleitenden Umständen bzw. Maßnahmen abhängig. Bei zusätzlicher Auflichtung und/oder mechanischen Störungen ist mit der schnelleren Ankunft von Schlag- und Ruderalpflanzen zu rechnen, zumal diese Arten über entsprechende Ausbreitungs- und z.T. Überdauerungsstrategien (Diasporenbanken) verfügen. Das Einwandern anspruchsvollerer Waldarten geht stets langsamer vonstatten (vergl. DZWONKO & LOSTER 1992).

Der Rückgang von Arten nach Kalkdüngungsmaßnahmen ist i.d.R. weniger deutlich. Vollständig fallen meist nur Flechten oder Moose aus, während sich acidophytische Gefäßpflanzen meist, wenn auch oft in geringer Zahl, halten können (SCHMIDT 1993). Hierfür ist möglicherweise die nie völlig gleichmäßige Ausbringung des Düngers verantwortlich, was kleinsträumige Standortunterschiede bewirken könnte (vergl. LÖTSCHERT 1959 für das Auftreten von „Kalkpflanzen" auf sauren Substraten).

3. Populationsökologische Betrachtungen zu den Ursachen der Vegetationsdynamik

Die Vegetation einer Fläche ist nie statisch. Wachstum, Absterben und Zuwanderung von außen bzw. aus der Diasporenbank sowie biotopspezifische Störungen (Herbivorie, Pathogene, etc.) und Klimaextreme verändern immer wieder die Abundanzverhältnisse in einer Pflanzendecke. Diese Vorgänge von solchen zu differenzieren, die durch anthropogene Störungen oder Stoffeinträge induziert werden, ist i.d.R. nicht einfach (vergl. MANION 1988). Im Fall einer Kalkung kann deren Wirkung aufgrund der Entwicklung von Kontrollflächen jedoch abgeschätzt werden, wobei die Wirkungen weiterer Randbedingungen zu beachten bleiben.

Auf der funktionalen Ebene sind folgende Prozesse als Auslöser für die beobachtbaren Veränderungen der Vegetation nach dem Ausbringen von Kalk denkbar und bei Detailuntersuchungen zur Populations- und Ausbreitungsdynamik beteiligter Pflanzenarten zu berücksichtigen:

1. Veränderungen von Quantität und Qualität des Diasporeninputs durch veränderte Vektorenaktivität wie erhöhtes Vogelaufkommen (MARSCHNER mdl. Mittlg.) oder verstärkten Wildbesuch (GRABHERR 1942, HOFMANN 1972). Hier sind auch Faktoren wie Größe der Düngungsparzelle und Struktur bzw. floristische Ausstattung (Diasporenquellen) der weiteren Umgebung und die Geschichte des Bestandes (Diasporenbanken) von Belang.
2. Veränderte Keimungs- und Etablierungsbedingungen („safe sites" HARPER 1977). Hierzu sind Störungen durch verstärkte Aktivität von Bodenwühlern (z.B. Wildschweinen), nitratinduzierte Keimung bei Nitrophyten (FREIJSEN et al. 1972, AUGE 1987 zit. in SCHMIDT 1993) oder trophieabhängige Anfälligkeit gegenüber Pathogenen (VAARTAJA 1952) zu rechnen.
3. Verändertes Wachstum bei einzelnen Arten. So hatte zugeführtes Calcium auf *Lycopodium lucidulum* nach BRACH & RAYNAL (1992) zuwachshemmende Wirkung. Bei Fichtenkeimlingen stellte RODENKIRCHEN (1986) unter Kalkeinfluß plus Beregnung geringere Trockenmassen fest als auf einer unbehandelten Kontrolle. Die Biomasseproduktion von z.B. *Oxalis acetosella* wird dagegen gefördert (RODENKIRCHEN 1991, BRACH & RAYNAL 1992).
4. Verändertes Verhalten herbivorer und pathogener Organismen. So weist SCHMIDT (1993) auf einen verstärkten Besuch gekalkter Parzellen durch Schalenwild hin, nicht zuletzt durch das Auftreten beliebter Äsungspflanzen (*Epilobium angustifolium, Rubus* spec.).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Erkennbare makroskopische Schäden wurden weder an Gefäßpflanzen noch an Moosen oder Flechten (an den beiden letzteren Ätzschäden nach Kalkung plus Volldüngung, HOFMANN 1987) bei Applikation dolomitischer oder anderer karbonatischer Kalke beobachtet.

Unmittelbare Untersuchungen zur Auswirkung veränderter interspezifischer Konkurrenzverhältnisse liegen meines Wissen nicht vor, sind jedoch wahrscheinlich, insbesondere wenn es zur Dominanz höherwüchsiger Schlag- und Ruderalpflanzen kommt. Im weiteren Sinne gehören auch Reaktionen der Waldbodenvegetation auf Veränderungen des Benadelungsgrades der Baumschicht nach Düngungsmaßnahmen hierher (vergl. PERSSON 1981).

Zusammenfassend sind Untersuchungen unter verschiedenen Faktorenkonstellationen vonnöten, wobei nach Möglichkeit nur jeweils ein Faktor zu variieren wäre. Im Freiland wird man dabei stets Einschränkungen in Kauf nehmen müssen. Um auf der Ebene der Pflanzenpopulationen Aussagen treffen zu können, bedarf es jedoch noch weiterentwickelter Methoden, die eine exaktere Darstellung raum-zeitlicher Dynamik ermöglichen.

4. Beurteilung der Vegetationsveränderungen auf den Probeflächen im Grunewald und Spandauer Forst

Die Ergebnisse beider oben dargestellter Kalkungsversuche entsprechen grundsätzlich den aufgezeigten Reaktionsmustern. Bei der Interpretation der Ergebnisse sind jedoch die Unterschiede im Bestandesaufbau und dessen Dynamik zu beachten. Als weitere Faktoren kommen anthropo- und zoogene Störungen sowie Klimaeinflüsse hinzu.

Zunächst muß festgehalten werden, daß im Jungbestand nach langjähriger Traubenkirschen-Dominanz die geringmächtig entwickelte Krautschicht das unmittelbar nach Kalkung und Teilrodung einsetzende Aufkommen von Ruderalarten begünstigte. Zudem war durch unbeabsichtigte Bodenverwundungen ein für viele Arten günstiges Keimbett geschaffen worden. Die schnellere Löslichkeit des Kreideanteils an der Kalkgabe mag auch mit zur schnellen Reaktion der Krautschicht beigetragen haben. Inwieweit Diasporenbanken aus der Zeit vor der Bestandesbegründung aktiviert wurden, ist unklar, doch im Fall von *Urtica dioica* nach THOMPSON & GRIME (1979) gut möglich.

Die weitere Entwicklung der Krautschicht im insgesamt dynamischeren Jungbestand hängt stark von der Entwicklung von *Prunus serotina* ab. Ihr kräftiges Austreiben nach Rückschnitt ist bekannt (STARFINGER 1990). Die schnelle Restitution der Strauchschicht verhindert schließlich größere Biomassenzuwächse in der Krautschicht. Der nach wenigen Jahren einsetzende Rückgang der Bodenvegetation ist deshalb nicht auf andere Kiefernforsten übertragbar – im Gegenteil, hier kann mittel- bis langfristig mit der Ausbreitung lichtbedürftiger, herdenbildender Arten wie *Calamagrostis epigejos* gerechnet werden (siehe HOFMANN 1987, BORNKAMM et al. 1993).

Im Altbestand ist mit der Existenz permanenter Diasporenbanken weniger zu rechnen. Dies ist sicher nicht der einzige Grund für das Ausbleiben eines Schubs ruderaler Arten. Ob es am Eintrag von Diasporen mangelte (Straße und Waldwege mit entsprechenden Pflanzen liegen weiter entfernt) oder ob die Keimungsbedingungen für diese Arten nicht erfüllt waren, ist nicht zu entscheiden. Das Auftreten von *Moehringia trinervia* und *Impatiens parviflora* erst nach der Störung des Oberbodens durch Wildschweine spricht für letzteres, womit dem Faktor Störung bzw. freiliegender Oberboden ein entscheidender Einfluß zukäme. Daneben ist der Rückgang des ericoid mykorrhizierten Zwergstrauchs *Vaccinium myrtillus* auf der Kalkungsfläche im Altbestand bedenklich, da diese Art zur typischen Ausstattung bodensaurer Kiefern-Traubeneichenwälder gehört und ihr Dominanzverlust den kalkungsbedingten Übergang zu einem eutropheren Waldtyp anzeigt.

Neben der bodenbedingten Dynamik ist mit einer klimaabhängigen Reaktion der Vegetation sowohl auf den Düngungs- wie auf den Kontrollflächen zu rechnen. Längere Trockenheit in den Vegetationsperioden 1989 (keine Erhebung) und 1990 dürfte für geringere Artenzahlen und vermindertes Auftreten trockenheitssensibler Arten (insbesondere Moose) im Sommer 1990 ursächlich sein (RODENKIRCHEN 1986 berichtet von witterungsbedingter Mortalität

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

bei *Oxalis acetosella*). Die feuchten Sommer 1987 und 1993 begünstigten dagegen Keimung und Etablierung hygromorpherer, aber auch sonst anspruchsvollerer Arten (TREPL 1980, Seidling 1991). So ist das Auftreten von *Moehringia trinervia* auf der Kontrollfläche im Altbestand (siehe Tab. 5) und die meist reichere Moosflora in den Sommern 1987 und 1993 mit deren Niederschlagsreichtum im Zusammenhang zu sehen (Tab. 1).

Die Reaktion der Krautschicht auf der Kontrollfläche des Altbestandes nach den Fällarbeiten 1992 muß als typisch für eingriffsbedingte Störungen und Auflichtung angesehen werden. Gleichzeitig wird damit ein Dilemma vieler Sukzessionsuntersuchungen in Wirtschaftswäldern deutlich, deren Vegetation aufgrund forstlicher Eingriffe immer wieder gestört wird, so daß autogene und klimabedingte Prozesse immer wieder überdeckt werden. Eine Herausnahme solcher Untersuchungsflächen aus der Regelbewirtschaftung, ähnlich wie es bei Naturwaldzellen geschieht (WOLF & BOHN 1991), wäre deshalb sinnvoll und anzustreben.

Da Vegetation in ihrer zeitlichen Dynamik auf Witterungseinflüsse reagiert und die Waldbodenvegetation auch vom Baumbestand und vom jeweiligen Störungsregime abhängt, sind kontinuierliche Beobachtungen von großer Wichtigkeit (PFADENHAUER et al. 1986, SCHMIDT 1991). Ein langfristiges Monitoring gekalkter Flächen bei möglichst jährlicher Aufnahmerhythmik scheint für eine Faktorentrennung notwendig, um das Zusammenspiel klima-, boden- und störungsbedingter Veränderungen aufzuhellen.

5. Konsequenzen für die forstliche Praxis

Kalkungsmaßnahmen werden fast ausschließlich unter dem Aspekt Bodenschutz gesehen. Da Stoffeinträge – und um solche handelt es sich auch bei Kalkungsmaßnahmen – stets auf mehreren Ebenen eines Ökosystems wirken, muß auch mit Reaktionen bei der Verjüngungsdynamik der behandelten Waldbestände gerechnet werden. Dabei sind direkte Einflüsse auf das Keimungs- und Etablierungsverhalten der Baumarten weniger zu erwarten, da viele hinsichtlich chemischer Standortfaktoren (Säurestatus, Basenausstattung) eine eher weite Amplitude aufweisen, was besonders für ihre frühen Entwicklungsstadien gilt (siehe KOWARIK 1988). Ausnahmen könnten Sämlinge der Kiefer und Fichte darstellen. So ist unter eutropheren Verhältnissen (wie sie durch Kalkungen erzeugt werden) nach VAARTAJA (1952) bei Kiefernkeimlingen mit erhöhter, durch Pilze verursachter Mortalität zu rechnen. Nach RODENKIRCHEN (1986) erreichten Fichtensämlinge in einer Behandlungsvariante mit 4 t ha^{-1} dolomitischem Kalk plus Beregnung mit normalen Wasser geringere Biomassen (evtl. aufgrund von Veränderungen im Mykorrhiza-Besatz, vergl. VON ALTEN & SCHÖNBECK 1990) als Pflanzen der unbehandelten Kontrolle.

Wesentlicher sind Verschiebungen im Aufbau der Krautschicht, die sich negativ auf die Etablierung und Jugendentwicklung der Bäume auswirken können. Aufgrund der Förderung von Schlag- und Ruderalarten, besonders in den im ostdeutschen Flachland häufig anzutreffenden 30–40jährigen Kiefernforsten mit ihrem oft hohen Lichtangebot für die Krautschicht, kann auf längere Sicht das Entstehen stabiler, dicht schließender Decken aus nur wenigen Arten (z.B. *Rubus idaeus, Calamagrostis epigejos*) begünstigt werden. HOFMANN (1987) und BORNKAMM et al. (1993) konnten dies für ältere Kalkungsversuche unter Kiefer – in beiden Fällen allerdings kombiniert mit weiteren Düngungs- bzw. Bodenbearbeitungsmaßnahmen – zeigen: u.a. konnte *Calamagrostis epigejos* eine z.T. dicht schließende Krautschicht aufbauen. Der Jungwuchs erwünschter Baumarten kann dadurch über längere Zeit behindert werden, was vor dem Hintergrund eines zunehmend angestrebten naturnahen Waldbaus (z.B. MEIER-JÜRGEN 1991) weniger zu begrüßen wäre. Darüber hinaus stellt z.B. *Calamagrostis epigejos* auch ein altbekanntes Kulturhindernis für den konventionellen Waldbau dar (z.B. HESSMER & MEYER 1969). Neben einer standortverschlechternden Wirkung von Kalkungen im subkontinental getönten ostdeutschen Flachland (Verringerung der nutzbaren Feldkapazität durch Humusabbau, siehe oben) muß bei der Planung von Kalkdüngungsmaßnahmen auch die eventuelle Begünstigung von Gehölzkonkurrenten bedacht werden, so daß von flächendeckenden Maßnahmen abzusehen ist.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Durch Vergleiche alter Vegetationskartierungen mit der heutigen floristischen Zusammensetzung des Unterwuchses konnte für den Berliner Raum (SEIDLING 1990), aber auch für andere Gebiete (z.B. KUHN et al. 1987, BÜRGER 1988), eine Zunahme mesophytischer Waldarten nachgewiesen werden, was auf eine großräumig verbesserte N-Versorgung hindeutet. Kalkungen würden diese Entwicklung forcieren. Diese ginge auf Kosten solcher Arten, die ELLENBERG (1986) als „Hungerkünstler" bezeichnet hat, wie sich dies im Spandauer Kalkungsversuch mit dem Rückgang von *Vaccinium myrtillus* andeutet. Auch SCHMIDT (1993), der eine Bewertung kalkungsbedingter Veränderungen aus der Sicht des Naturschutzes vorgenommen hat, hält diese Entwickung für „bedenklich". Da Kalkungsmaßnahmen gerade Arten oligotropher Standorte behindern, ist auch aus diesem Grunde jedes flächendeckende Vorgehen negativ einzustufen.

Danksagungen

Die Arbeiten wurden 1986–1988 vom Umweltbundesamt und 1986–1988 bzw. 1990 bis 1991 von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin finanziert und von Prof. Dr. H. SUKOPP betreut. Bei Freilandarbeiten und Datenaufbereitung waren Herr B. KRONENBERG und Frau B. SEITZ beteiligt. Für kritische Anmerkungen zum Text danke ich Prof. Dr. I. KOWARIK, für die Nachbestimmung einiger Moose Frau Dr. A. SCHAEPE.

Literatur

AUGE, H. (1987): Der Einfluß von Stickstoff auf die Samenkeimung verschiedener Galium aparine-Populationen. – In: Mahn, E.-G., Tietze, F. (Hrsg.): Agroökosysteme und Habitatinseln in der Agrarlandschaft. Aus dem wiss. Leben der PH Halle 5/1: 65–69. Halle.

BARKMAN, J.J., DOING, H., SEGAL, S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. – Acta Bot. Neerlandica 13: 394–419.

BORNKAMM, R. (1981): Rates of change during secondary succession. – Vegetatio 47: 213–220. Dordrecht.

–, MEYER, G., MARKAN, K. (1993): Über die Wirkung von Kronenschluß und Düngung auf die Entwicklung von Waldbodenarten eines Kiefernforstes in Berlin-Spandau. – Phytocoenologia 23: 601–610. Stuttgart, Braunschweig.

BRACH, A.R., RAYNAL, D.J. (1992): Effects of liming on Oxalis acetosella and Lycopodium lucidulum in a northern hardwood forest. – J. appl. Ecol. 29: 492–500.

BRÅKENHIELM, S. (1991): Environmental monitoring in protected natural forests in Sweden – examplified by vegetation and soil monitoring. – Schr.Reihe Vegetationskde. 21: 121–139. Bonn.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. – Springer. Berlin, Wien, New York: 865 S.

BÜRGER, R. (1988): Veränderungen der Bodenvegetation in Wald- und Forstgesellschaften des mittleren und südlichen Schwarzwaldes. – KfK-PEF-Berichte 52. Karlsruhe: 163 S.

DAHL, E., HADAČ, E. (1941): Strandgesellschaften der Insel Ostoy im Oslofjord. – Nytt. Mag. Naturv. 82: 251–312.

DIETERICH, H. (1965): Veränderungen in der Waldbodenvegetation durch Düngungsmaßnahmen. – Mitt. Ver. Forstl. Standortskde. u. Forstpflanzenzüchtung 15: 44–46. Stuttgart.

DÜLL, R. (1991): Zeigerwerte von Laub- und Lebermoosen. – Scripta Geobot. 18: 175–214. Göttingen.

DZWONKO, Z., LOSTER, S. (1992): Species richness and seed dispersal to secondary woods. – J. Biogeogr. 19: 195–204.

EHRENDORFER, F. (1973): Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. – Fischer. Stuttgart: 318 S.

ELLENBERG, H. (1991): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). – Scripta Geobot. 18: 9–166. Göttingen.

ELLENBERG, H. jun. (1986): Veränderungen von Artenspektren unter dem Einfluß von düngenden Immissionen und ihre Folgen. – AFZ 19/1986: 466–467. München.

FISCHER, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. – Diss. Bot. 110. J. Cramer, Berlin, Stuttgart: 234 S.

FRAHM, J.-P., FREY, W. (1983): Moosflora. – Verlag E. Ulmer. Stuttgart: 522 S.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

FREIJSEN, A.H.J., TROELSTRA, S.R., VAN KATS, M.J. (1980): The effect of soil nitrate on the germination of Cynoglossum officinale L. and its ecological significance. – Acta Oecol./Oecol. Plant. 1: 71–79. Montrouge Cedex.

GRABHERR, W. (1942): Bodenkundlich-nährstoffökologische und pflanzensoziologische Beiträge zur Frage der Waldbodendüngung. – Mitt. Forstwirtsch. u. Forstwiss. 1942: 248–278.

HARPER, J.L. (1977): Plant population biology. – Academic Press. London: 892 S.

HARTMANN, K.F., JAHN, G. (1959): Über die Wirkung von Kalkungen auf Waldböden verschiedenen Nährstoff- und Basengehaltes in soziologisch-ökologischer Betrachtung. In: „Kalkdienst", Land- u. forstwirtschaftl. Abt. d. Düngekalk-Hautgemeinschaft Köln (Hg.): Der Wald braucht Kalk, Köln, 30–44.

HENDRICKS, S.B., TAYLORSON, R.B. (1972): Promotion of seed germination by nitrates and cyanides. Nature 237: 169–170.

HESMER, H., MEYER, J. (1969): Waldgräser. 4. Aufl., M. u. H. Schaper, Hannover: 128 S.

HOFMANN, G. (1969): Zur pflanzensoziologischen Gliederung der Kiefernforsten des nordostdeutschen Tieflandes. Fed. Rep. 80: 401–412, Berlin.

– (1972): Vegetationsveränderungen in Kiefernbeständen durch Mineraldüngungen und Möglichkeiten der Nutzanwendung der Ergebnisse für die biologische Leistungsprüfung. Beitr. f. d. Forstw. 4: 29–36.

– (1987): Vegetationsveränderungen in Kiefernbeständen durch Mineraldüngung. Hercynia N.F. 24: 271–278, Leipzig.

HUSS, J. (1992): Was ist Waldbau auf ökologischer Grundlage? AFZ 2/1992: 56–64, München.

KOWARIK, I. (1988): Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. Landschaftentw. u. Umweltforsch. 56, 280 S., Berlin.

KRAEPELIN, G., BROSE, A. (1990): Erfassung und Analyse mikrobieller Aktivitäten in differenzierten Bodenbereichen. In: Umweltbundesamt, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (Hg.): „Ballungsraumnahe Waldökosysteme", Abschlußbericht, (UFO-Plan Nr. 108 03 046/30), 148–153, Berlin.

KRATZ, W., BROSE, A., ROSE, M. (1991a): Der Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf bodenchemische und bodenbiologische Prozesse in einem geschädigten Kiefern-Eichenforst in Berlin (Grunewald). Verh. Ges. Ökol. 20: 441–449, Göttingen.

–, –, WEIGMANN, G. (1991b): The influence of lime application in damaged pine forest ecosystems in Berlin (FRG): soil chemical and biological aspects. In: O. Ravera (ed.): Terrestrial and aquatic ecosystems: perturbations and recovery. Ellis Horwood Ltd., London, 464–471.

KUHN, N., AMIET, R., HUFSCHMID, N. (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherung aus der Atmosphäre. Allg. Forst- u. Jagd-Ztg. 158: 77–84, Frankfurt.

LÖTSCHERT, W. (1959): Kalkpflanzen auf sauerem Untergrund. Flora 147: 417–428, Jena.

LUX, H. (1964): Beitrag zur Kenntnis des Einflusses der Industrie-Exhalationen auf die Bodenvegetation in Kiefernforsten. Arch. Forstwes. 13: 1215–1223.

MAKESCHIN, F. (1991): Auswirkungen von saurer Beregnung und Kalkung auf die Regenwurmfauna (Lumbricidae: Oligochaeta) im Fichtenaltbestand Höglwald. – Forstwiss. Forschungen 39: 117–127.

MANION, P.D. (1988): Pollution and forest ecosystems. – In: ZIMMER, B., GREUTER, W. (eds.): Proceedings of the XIV. Int. Botanic Congr.: 404–421. Königsstein/Taunus.

MARSCHNER, B. (1990): Elementumsätze in einem Kiefernökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluß eine Kalkung/Düngung. – Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme A 60. Göttingen: 192 S.

–, STAHR, K., RENGER, M. (1992): Lime effects on pine forest floor leachate chemistry and element fluxes. – J. Environ. Qual. 21: 410–419.

–, WILCZYNSKI, W. (1991): The effect of liming on quantity and chemical composition of soil organic matter in a pine forest in Berlin, Germany. – Plant Soil 137: 229–236.

–, –, W., RENGER, M., STAHR, K. (1989): Veränderungen von Humuszusammensetzung und bodenchemischen Eigenschaften einer Rostbraunerde nach einer Kalkungsmaßnahme. Mittl. Dtsch. bodenkundl. Ges. 59: 417–422.

MEIERJÜRGEN, U. (1991): Probleme und Entwicklungslinien der Forstwirtschaft in Berlin. – AFZ 8/1991: 400–403. München.

MONTAG, A. (1975): Der Einfluß von Zementstaub-Immissionen auf die Vegetation verschiedener Wald- und Moorgesellschaften im Misburger Raum. – In: Dierschke, H. (Red.): Vegetation und Substrat. Ber. Int. Symp. int. Ver. Vegetationskde., Rinteln 1969: 67–72. Junk. Den Haag.

MÜLLER-STOLL, W.R., KRAUSCH, H.-D. (1968): Der azidophile Kiefern-Traubeneichenwald und seine Kontaktgesellschaften in Mittelbrandenburg. – Mitt. Flor.-soziol. Arbeitsgem. N.F. 13: 101–121. Todenmann/Rinteln.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

PERSSON, H. (1981): The effect of fertilization and irrigation on the vegetation dynamics of a pine-heath ecosystem. – Vegetatio 46: 181–192. Dordrecht.
PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P., BUCHWALD, R. (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen in Bayern. Teil I. Methodik der Anlage und Aufnahme. – Ber. ANL 10: 41–60. Laufen.
PRIEHÄUSSER, G. (1958): Änderungen im Artenbestand der Flora auf den Rohböden der Hochlagen des Bayerischen Waldes bei natürlicher Auflichtung und bei künstlicher Auflichtung mit Kalkung. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 32: 108–117. München.
RENGER, M., KRAHN, M. (1989): Wasser-, Nährstoff- und Säurezustand repräsentativer Waldböden. – In: Umweltbundesamt, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (Hrsg.): „Ballungsraumnahe Waldökosysteme", Abschlußbericht. Berlin: 58 S.
–, MARSCHNER, B., RAKEI, K., WILCZYNSKI, W. (1989): Wasser-, Nährstoff- und Schadstoffdynamik immissionsbelasteter Waldböden. – In: Umweltbundesamt, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (Hrsg.): „Ballungsraumnahe Waldökosysteme", Abschlußbericht. Berlin: 173 S.
RODENKIRCHEN, H. (1982): Wirkungen von Meliorationsmaßnahmen auf die Bodenvegetation eines ehemals streugenutzten Kiefernstandortes in der Oberpfalz. – Forstl. Forschungsber. München 53. München: 217 S.
– (1986): Auswirkung von saurer Beregnung und Kalkung auf die Vitalität, Artenmächtigkeit und Nährstoffversorgung der Bodenvegetation eines Fichtenbestandes. – Forstwiss. Cbl. 105: 338–350. Hamburg, Berlin.
– (1991): Entwicklung der Waldbodenvegetation auf den Versuchsflächen des Höglwald-Experiments im Beobachtungszeitraum 1983–1989. – Forstwiss. Forschungen 39: 74–86.
– (1992): Effects of acidic precipitation, fertilization and liming on the ground vegetation in coniferous forests of southern Germany. – Water, Air, and Soil Pollution 61: 279–294.
–, FORSTER, E.-V. (1991): Untersuchungen zur potentiellen Stickstoffnettomineralisation und Nitrifikation in der organischen Auflage eines Fichtenbestandes nach Kalkung und künstlicher saurer Beregnung. – Forstwiss. Forschungen 39: 103–110.
RORISON, I.H., ROBINSON, D. (1984): Calcium as an environmental variable. – Plant, Cell and Environment 7: 381–390.
RUNGE, M. (1965): Untersuchungen über die Mineralstoff-Nachlieferung an nordwestdeutschen Waldstandorten. – Flora 155: 353–386. Jena.
SCAMONI, A. (1958): Natürliche Waldgebiete der Deutschen Demokratischen Republik. – Arch. Forstwes. 7: 131–146.
SCHLÜTER, H. (1966): Untersuchungen über die Auswirkung von Bestandeskalkungen auf die Bodenvegetation in Fichtenforsten. – Die Kulturpflanze 14: 47–60. Berlin.
SCHMIDT, W. (1991): Die Veränderungen der Krautschicht in Wäldern und ihre Eignung als pflanzlicher Bioindikator. – Schr.Reihe Vegetationskde. 21: 77–96. Bonn.
– (1993): Der Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf die Waldbodenvegetation. – LÖLF-Mittl. 1/93: 40–49. Recklinghausen.
SCHÜLER, G. (1993): Eigenschaften und Eignung basischer Substanzen für Bodenschutzmaßnahmen. – LÖLF-Mittl. 1/93: 30–39. Recklinghausen.
SEIDLING, W. (1990): Räumliche und zeitliche Differenzierungen der Krautschicht bodensaurer Kiefern-Traubeneichenwälder in Berlin (West). – Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme A 61. Göttingen: 261 S.
– (1991): Verteilungsmuster der Pflanzen am Waldboden und deren Ursachen. – In: SCHMID, B., STÖCKLIN, J. (Hrsg.): Populationsbiologie der Pflanzen: 237–253. Birkhäuser Verlag. Basel, Boston, Berlin.
–, ROHNER, M.-S. (1993): Zusammenhänge zwischen Reaktions-Zeigerwerten und bodenchemischen Parametern am Beispiel von Waldvegetation. – Phytocoenologia 23: 301–317. Stuttgart, Braunschweig.
SØRENSEN, T. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. – Biol Skr. K. danske Vidensk. Selsk. 5: 1–34.
STARFINGER, U. (1990): Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (Prunus serotina Ehrh.) in Mitteleuropa. – Landschaftentw. u. Umweltforsch. 69. Berlin: 118 S.
SUKOPP, H. (Hg.) (1990): Stadtökologie: das Beispiel Berlin. – D. Reimer Verlag. Berlin: 455 S.
THOMPSON, K., GRIME, J.P. (1979): Seasonal variation in seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. – J. Ecol. 67: 893–921. Oxford.
TREPL, L. (1980): Über die kleinstandörtliche Verteilung von Impatiens parviflora in einem Eichen-Hainbuchenwald und einem standörtlich entsprechenden Fichtenforst. – Decheniana 133: 6–22. Bonn.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

– (1983): Zum Gebrauch von Pflanzenarten als Indikatoren der Umweltdynamik. – Sitzungsber. Ges. naturforsch. Freunde Berlin (N.F.) 23: 151–171. Berlin.
UBA (Umweltbundesamt), SEN STADT UM (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin) (Hg.) (1990): Ballungsraumnahe Waldökosysteme, Abschlußbericht. Berlin: 248 S.
ULRICH, B. (1986): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. – Forstwiss. Cbl. 105: 421–435. Hamburg, Berlin.
VAARTAJA, O. (1952): Forest humus quality and light conditions as factors influencing damping-off. – Phytopath. 42: 501–506.
VON ALTEN, H., SCHÖNBECK, F. (1990): Untersuchungen zum Mykorrhizastatus. – In: Umweltbundesamt, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (Hrsg.): „Ballungsraumnahe Waldökosysteme", Abschlußbericht. Berlin: 20 S.
WITTICH, W. (1959): Bodenkundliche und pflanzenphysiologische Grundlagen der Kalkdüngung im Walde. – In: „Kalkdienst", Land- u. forstwirtschaftl. Abt. d. Düngekalk-Hautgemeinschaft Köln (Hrsg.): Der Wald braucht Kalk: 16–29. Köln.
WOLF, G., BOHN, U. (1991): Naturwaldreservate in der Bundesrepublik Deutschland und Vorschläge zu einer bundesweiten Grunddatenerfassung. – SchrReihe Vegetationskde. 21: 9–19. Bonn.
ZERBE, S. (1993): Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. – Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme A 100. Göttingen: 173 S.
ZÖTTL, H.W. (1990): Ernährung und Düngung der Fichte. – Forstwiss. Cbl. 109: 130–137. Hamburg, Berlin.

Dr. Walter Seidling
FG Ökosystemforschung u. Vegetationskunde
Institut für Ökologie
Technische Universität Berlin
Schmidt-Ott-Str. 1
D-12165 Berlin

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 1994

Band/Volume: NS_14

Autor(en)/Author(s): Seidling Walter

Artikel/Article: Vegetationsdynamik bodensaurer Kiefern-Traubeneichenwälder und entsprechender Kiefernforstgesellschaften nach Kalkdüngungsmaßnahmen 53-71